



Avaliação do efeito da recolha de *Osmundea pinnatifida* e *Codium* spp. em comunidades de macroalgas da costa Norte de Portugal

Ricardo Luís da Silva Ferreira

Mestrado em Ecologia e Ambiente
Departamento de Biologia
2019

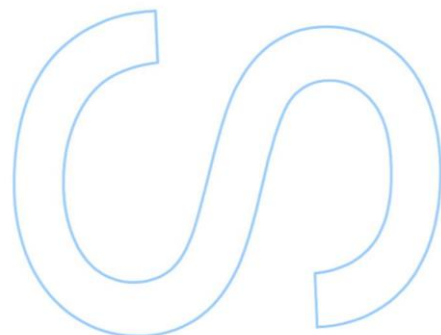
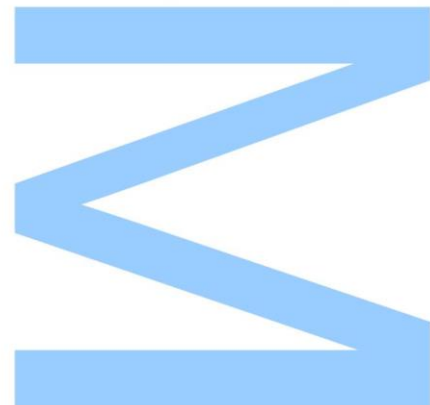
Orientador

Doutora Carla Débora Gonçalves Borges, Investigadora de Pós-doutoramento do CIIMAR (Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental)

Coorientador

Doutora Isabel Maria Trigueiros de Sousa Pinto Machado, Professora Associada do Departamento de Biologia da FCUP e Investigadora responsável pelo Laboratório de Biologia Costeira do CIIMAR.

Doutora Maria Isabel da Silva Costa Azevedo, Investigadora de Pós-doutoramento do CIIMAR (Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental)

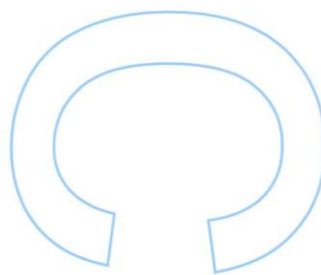
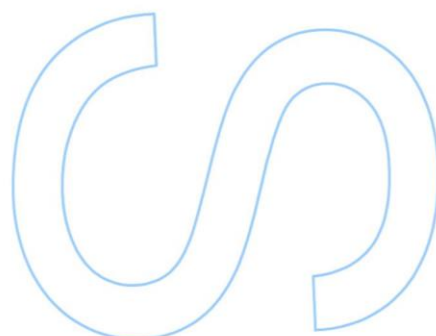
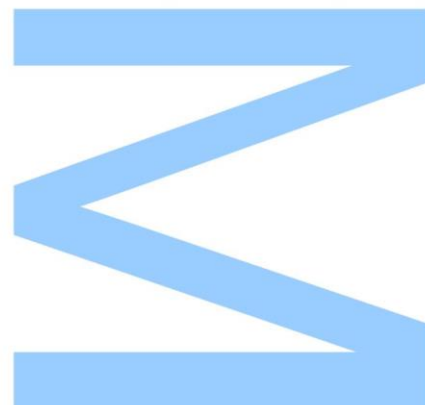




Todas as correções determinadas
pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



Dissertação submetida à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Ambiente, da responsabilidade do Departamento de Biologia.

A presente tese foi desenvolvida sob a orientação científica da Doutora Carla Débora Gonçalves Borges, Investigadora de Pós-doutoramento do CIIMAR, e coorientação da Doutora Isabel Maria Trigueiros de Sousa Pinto Machado, Professora Associada do Departamento de Biologia da FCUP e Investigadora responsável pelo Laboratório de Biologia Costeira do CIIMAR, e da Doutora Maria Isabel da Silva Costa Azevedo, Investigadora de Pós-doutoramento do CIIMAR.

Agradecimentos

Agradeço, em primeiro lugar à minha orientadora, a Dr.^a Débora Borges, sem o qual este trabalho nunca poderia ter sido realizado, pelo seu profundo conhecimento, a nível de campo e de laboratório, pela sua disponibilidade, pelo seu bom-humor e pela sua paciência. Às minhas coorientadoras, a Professora Isabel Sousa Pinto, por me ter dado a conhecer o mundo da Ecologia Marinha, enquanto docente da FCUP, e por me ter permitido participar nesse mundo, enquanto responsável pelo Laboratório de Biologia Costeira, e a Dr.^a Isabel Azevedo, por me ter ajudado a ver os problemas por outro ângulo e pelas suas, sempre oportunas, sugestões.

Este trabalho foi parcialmente apoiado pelo projeto “INNOVMAR - Inovação e Sustentabilidade na Gestão e Exploração de Recursos Marinhos” (NORTE-01-0145-FEDER000035), projeto da Linha de pesquisa 3 “ECOSERVICES - Avaliação da qualidade ambiental, vulnerabilidade e riscos para a gestão sustentável dos recursos naturais e ecossistémicos da costa Noroeste num mundo em mudança”, financiado pelo Programa Operacional Regional Norte de Portugal (NORTE 2020), ao abrigo do Acordo de Parceria Portugal 2020, através do Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (ERDF), e pelo Projeto ALGALUP - Alternativa integral para la explotación de macroalgas en la zona del Galicia y Portugal (0558_ALGALUP_6_E), cofinanciado pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do Programa Interreg U-A Espanha - Portugal (POCTEP). O estudo foi, também, apoiado pelo Financiamento Estratégico UID/Multi/04423/2019, através de fundos nacionais disponibilizados pela FCT - Fundação para a Ciência e Tecnologia e pelo ERDF. Agradeço a todas as entidades envolvidas e, principalmente, ao LBC do CIIMAR, por me ter permitido participar neste trabalho.

A todo o pessoal do LBC, raras vezes conheci um grupo de pessoas com tanta simpatia, destacando-se, obviamente a Rosa Melo, cuja enorme capacidade de trabalho junta-se a uma profunda amabilidade, que espero um dia poder retribuir. Rosa, este trabalho também é teu.

Ao professor Nuno Formigo, por me ter interessado na Ecologia, sem o qual trabalho não existiria.

Aos meus colegas do Curso de Biologia e do Mestrado, sem as quais estes anos não teriam sido tão especiais como foram para mim.

Aos meus Pais, por nunca me deixarem de apoiar, nos bons e maus momentos, e que, mesmo estando longe, sinto sempre comigo.

À minha família e amigos, por nunca duvidarem de mim, e por tolerarem o meu mau-humor!

Resumo

As macroalgas são organismos fotossintéticos multicelulares, típicos de ambientes aquáticos, de grande importância ecológica e económica, usados nas indústrias alimentar e farmacêutica. O crescente interesse neste recurso reforça a necessidade de avaliar os efeitos da recolha nas taxas de recuperação das espécies-alvo e nas espécies de macroalgas associadas, de forma a regular adequadamente a sua recolha. O presente estudo teve o objetivo de analisar a influência de dois métodos de recolha, o corte de dois terços das frondes e o arranque, na recuperação de biomassa de *Osmundea pinnatifida* e *Codium* spp., espécies com aplicações prometedoras. As experiências iniciaram-se na Primavera e Verão de 2018 e estenderam-se até ao Verão de 2019, na costa Norte de Portugal, em duas praias para cada espécie. Em cada praia definiram-se três blocos, cada com três quadrados fixos de 0,25 m² por bloco com os seguintes tratamentos: controlo, corte e arranque. A percentagem de cobertura das espécies-alvo e acompanhantes foi seguida mensalmente, tendo os dados de percentagem de cobertura das espécies-alvo sido convertidos em biomassa seca, permitindo a estimativa de indicadores como taxa de recolha e recuperação de biomassa. A análise de variância foi usada para investigar como esses indicadores e a biomassa variaram com as praias e os métodos de recolha. A influência dos métodos de recolha nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* foi avaliada pela análise multivariada de dados da percentagem de cobertura, a fim de procurar possíveis padrões de convergência ou divergência. Os resultados não mostraram diferenças na taxa de recolha para *O. pinnatifida*, devido à variabilidade nos quadrados, ao contrário do caso de *Codium* spp., no qual o arranque teve, como esperado, uma maior taxa de recolha. Na variação e recuperação de biomassa, em ambas as espécies-alvo, quando foram detetadas diferenças significativas, estas deveram-se mais frequentemente ao fator praia e interações associadas, devido à sua variabilidade, do que aos tratamentos e interações associadas. Em ambas as espécies-alvo, as associações de macroalgas mostraram divergência entre as praias em todos os meses, indicando que a cada praia correspondem diferentes associações. A variabilidade espacial, sazonal e temporal das associações de macroalgas nas áreas de estudo impediu uma determinação conclusiva da influência dos métodos de recolha, revelando a necessidade de conduzir mais estudos, a fim de, eventualmente, desenvolver planos de monitorização e gestão apropriados e efetivos.

Palavras-chave: intertidal; praias rochosas; taxa de recolha; recuperação de biomassa; análise multivariada.

Abstract

Seaweeds are multicellular photosynthetic organisms, typical of aquatic environments, of great ecological and economic importance, used in the food and pharmaceutical industries. The growing interest in this resource emphasises the need to evaluate the effect of harvesting on seaweed recovery rates on target species and associated macroalgae species, in order to properly regulate their harvesting. This study analysed the influence of two harvesting methods, cutting 2/3 of the fronds and plucking, on the biomass recovery of *Osmundea pinnatifida* and *Codium* spp., species with promising applications. The experiments started during spring and summer 2018 and ran until summer 2019, on the Northern Portuguese coast, in two shores for each species. On each shore a block design was implemented with three fixed plot treatments (0.25 m²) per block: control; cutting; and plucking. The percentage cover of target and non-target species was followed monthly, and for target species, percentage cover data was converted to dry biomass, allowing estimations of indicators such as harvesting rate and biomass recovery. Analysis of variance was used to investigate if those indicators and biomass, vary with shore and harvesting method. The influence of the harvesting methods on seaweed and *Sabellaria alveolata* assemblages was assessed by multivariate analysis of percentage cover data in order to investigate possible convergence or divergence patterns. Results showed no differences in harvesting rate of *O. pinnatifida*, due plot variability, unlike *Codium* spp., where plucking resulted in a higher harvesting rate, as expected. For variation and biomass recovery, for both target species, when significant differences were detected, they were more frequently due to shores and associated interactions, because of their variability, than due to treatments and associated interactions. In both target species, seaweed assemblages showed divergence between shores in all months, indicating that there are different assemblages in each shore, but not between treatments. The spatial, seasonal and temporal variability of the macroalgae assemblages on the study area prevented a conclusive determination of the influence of the harvesting methods, showing the need to carry out further studies to eventually develop fully suitable and effective monitoring and management plans.

Keywords: Intertidal; rocky shores; harvesting rate; biomass recovery; multivariate analysis.

Índice

1. Introdução.....	1
1.1 Características gerais das macroalgas.....	1
1.2 Relevância ecológica e económica.....	2
1.3 Recolha de macroalgas.....	9
1.4 Espécies-alvo.....	14
1.5 Objetivos.....	17
2. Materiais e métodos.....	19
2.1 Área de estudo.....	19
2.2 Desenho e procedimentos experimentais.....	20
2.3 Tratamento dos dados.....	21
2.4 Análise estatística.....	22
2.4.1 Espécies-alvo.....	22
2.4.2 Espécies acompanhantes.....	24
3. Resultados.....	27
3.1 Espécies-alvo.....	27
3.1.1 Taxa de recolha.....	27
3.1.2 Variação de biomassa.....	28
3.1.3 Recuperação de biomassa.....	34
3.2 Espécies acompanhantes.....	38
4. Discussão.....	45
4.1 Espécies-alvo.....	45
4.1.1 Taxa de recolha.....	45
4.1.2 Variação e recuperação de biomassa.....	46
4.2 Espécies acompanhantes.....	48
5. Conclusão.....	55
Bibliografia.....	57
Anexos.....	69

Índice de tabelas

Tabela 1: Resumo da ANOVA relativa aos valores das taxas de recolha de <i>Osmundea pinnatifida</i> e <i>Codium</i> spp. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.....	27
Tabela 2: Resumo da análise de variância ANOVA das Medidas Repetidas da biomassa de <i>Osmundea pinnatifida</i> . A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.....	32
Tabela 3: Resumo da análise de variância ANOVA das Medidas Repetidas da biomassa de <i>Codium</i> spp. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.....	33
Tabela 4: Resumo da análise de variância ANOVA das Medidas Repetidas da recuperação da biomassa de <i>Osmundea pinnatifida</i> . A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.	35
Tabela 5: Resumo da análise de variância ANOVA das Medidas Repetidas da recuperação da biomassa de <i>Codium</i> spp. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.....	37
Tabela 6: Resumo das análises SIMPER da experiência com <i>Osmundea pinnatifida</i> , nas Praias de Belinho e Viana. Para cada um dos meses de amostragem (M), estão listadas as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as Praias. Abund média B e Abund média V: percentagem média de cobertura (não transformada) para cada uma das Praias, Belinho (BEL) e Viana (VIA); Diss/DP: medida de variação entre pares de amostras, de acordo com a espécie em questão; Contrib (%): percentagem de contribuição das espécies para a média de dissimilaridade total entre os dois grupos; Cum (%): contribuição cumulativa das espécies listadas.	40
Tabela 7: Resumo das análises SIMPER da experiência com <i>Codium</i> spp. nas Praias de Aguçadoura e Viana. Para cada um dos meses de amostragem (M), estão listadas as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as Praias. Abund média A e Abund média V: percentagem média de cobertura (não transformada) para cada uma das Praias, Aguçadoura (AGU) e Viana (VIA); Diss/DP: medida de variação entre pares de amostras, de acordo com a espécie em questão; Contrib (%):	

percentagem de contribuição das espécies para a média de dissimilaridade total entre os dois grupos; Cum (%): contribuição cumulativa das espécies listadas.	42
Tabela 8: Resumo da análise de variância ANOVA relativa aos valores de biomassa seca média (g.0,25m ⁻²) em <i>Osmundea pinnatifida</i> para as Praias de Belinho e Viana Norte. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem; a - post hoc pooling; b - redução de graus de liberdade devido a ausência de réplicas.	74
Tabela 9: Resumo da análise de variância ANOVA relativa aos valores de biomassa seca média (g.0,25m ⁻²) em <i>Codium</i> spp. para as Praias de Aguçadoura e Viana Norte. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem; a - post hoc pooling; b - redução de graus de liberdade devido a ausência de réplicas.	76
Tabela 10: Resultados da análise PERMANOVA considerando os dois fatores (Praia e Tratamento) para <i>Osmundea pinnatifida</i> na Praias de Belinho e Viana em cada um dos meses de amostragem. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações Monte Carlo (p(MC)) estão representados a negrito. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem.	77
Tabela 11: Resultados da análise PERMANOVA considerando os dois fatores (Praia e Tratamento) para <i>Codium</i> spp. nas Praias de Aguçadoura e Viana em cada um dos meses de amostragem. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações Monte Carlo (p(MC)) estão representados a negrito. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem.	78
Tabela 12: Resultados da análise PERMANOVA considerando o fator Tratamento para <i>Codium</i> spp. na Praia de Viana nos meses de amostragem M1 (agosto 2018) e M2 (setembro 2018). Análises baseadas no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações Monte Carlo (p(MC)) estão representados a negrito. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem.	85

Índice de figuras

Fig. 1 - Recolha de Macroalgas por Corte (a) e Arranque (b) (Borges, 2018).	9
Fig. 2 - <i>Osmundea pinnatifida</i> (Melo, 2019).	15
Fig. 3 - <i>Codium</i> spp. (Melo, 2019).	16
Fig. 4 - Praias de Viana Norte (a) (Ferreira, 2018), Belinho (b) (https://mapio.net/a/114373345/) e Aguçadoura (c) (Melo, 2019)	19
Fig. 5 - Design Experimental em cada Praia - C (Controlo), T1 (Corte), T2 (Arranque) (adaptado de Borges et al. (2015))	20
Fig. 6 - Quadrado de amostragem para a obtenção da percentagem de cobertura (Ferreira, 2018).....	21
Fig. 7 - Esquema da relação entre Biomassa Colhida (BC). Biomassa Restante (BR) e Biomassa Total (BT) (Gendron et al., 2018).....	22
Fig. 8 - Taxa de recolha no início da experiência das espécies-alvo, nas Praias onde decorreram as experiências, pela aplicação dos Tratamentos de corte (T1) e arranque (T2).....	27
Fig. 9 - Seguimento da biomassa seca média ($g.0,25m^{-2}$) da espécie-alvo <i>Osmundea pinnatifida</i> durante o decorrer da experiência (de abril 2018 (M0) a agosto 2019 (M16) nas Praias de Belinho (em cima) e de Viana (em baixo) (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). Nos meses M0 e M7 em Viana não foi possível obter dados porque as condições do mar não o permitiram.	29
Fig. 10 - Seguimento da biomassa seca média ($g.0,25m^{-2}$) da espécie-alvo <i>Codium</i> spp. durante o decorrer da experiência (de julho 2018 (M0) agosto 2019 (M13) nas Praias de Aguçadoura (em cima) e de Viana (em baixo) (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque).	31
Fig. 11 - Valores de biomassa seca média ($g.0,25m^{-2}$) de <i>Osmundea pinnatifida</i> , nas Praias de Belinho (esquerda) e de Viana (direita) nos meses de amostragem (M) em que se realizaram ANOVA (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). V (Verão), O (Outono), I (Inverno), P (Primavera).....	32
Fig. 12 - Valores de biomassa seca média ($g.0,25m^{-2}$) de <i>Codium</i> spp., nas Praias de Aguçadoura (esquerda) e de Viana (direita) nos meses de amostragem (M) em que se realizaram ANOVA (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). V (Verão), O (Outono), I (Inverno), P (Primavera).	33

Fig. 13 - Recuperação da biomassa seca média (g.0,25m ⁻²) de <i>Osmundea pinnatifida</i> , nas Praias de Belinho (esquerda) e de Viana (direita) nos meses de amostragem (M) em que se realizaram ANOVA (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). V (Verão), O (Outono), I (Inverno), P (Primavera).....	35
Fig. 14 - Recuperação da Biomassa seca média (g.0,25m ⁻²) de <i>Codium spp.</i> , Praias de Aguçadoura (esquerda) e de Viana (direita) nos meses de amostragem (M) em que se realizaram ANOVA (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). V (Verão), O (Outono), I (Inverno), P (Primavera).	37
Fig.15 - Representações nMDS da influência dos fatores Praia e Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha das espécies-alvo <i>Osmundea pinnatifida</i> e de <i>Codium spp.</i> , nas Praias de Aguçadoura, Belinho e Viana, em cada mês de amostragem (M). Para simplificação gráfica, M15/16 em <i>O. pinnatifida</i> não representado. Praias: Triângulos - Aguçadoura, Quadrados - Belinho, Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco, - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.	38-39
Fig. 16 - Biomassa seca média (g), com erro padrão, dos três Tratamentos, Controlo (C), Corte (T1) e Arranque (T2), das 2 espécies-alvo, <i>Osmundea pinnatifida</i> e <i>Codium spp.</i> , em cada Praia amostrada, em cada mês de amostragem (M).	69-73
Fig. 17 - Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo <i>Osmundea pinnatifida</i> , nas Praias de Belinho e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Quadrados - Belinho; Círculos - Viana Tratamentos: - C, Controlo: Branco; - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.	79-82
Fig. 18 - Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo <i>Codium spp.</i> , nas Praias de Aguçadoura e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Triângulos - Aguçadoura; Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco; - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.....	82-84

Lista de abreviaturas

O₂ - Oxigénio

CO₂ - Dióxido de carbono

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura)

EBM - Ecosystem-Based Management (Gestão Baseada no Ecossistema)

INNOVMAR - Innovation and Sustainability in the Management and Exploitation of Marine Resources (Inovação e Sustentabilidade na Gestão e Exploração de Recursos Marinhos)

CIIMAR - Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental)

ICNF - Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas

ANOVA - Analysis of Variance (Análise de Variância)

SNK - Teste Student-Newman-Keuls

PRIMER - Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research

nMDS - Non-metric Multidimensional Scaling (Escala Multidimensional Não-métrica)

PERMANOVA - Permutational Multivariate Analysis of Variance (Análise de Variância Permutativa Multivariada)

SIMPER - Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera

1. Introdução

1.1 Características gerais das macroalgas

As macroalgas são organismos fotossintéticos multicelulares, maioritariamente fixos ao substrato. Contêm tecidos especializados e apresentam reprodução sexuada, embora, em alguns casos, esta também seja feita por divisão. Dividem-se em 3 grupos distintos, de acordo com os pigmentos fotossintéticos dominantes: o Filo Rhodophyta; a Classe Phaeophyceae e Filo Chlorophyta (Diaz-Pulido & McCook, 2008). O primeiro grupo inclui as macroalgas vermelhas, cuja cor resulta da presença de ficoeritrina e ficocianina. Existem cerca de 7000 espécies, maioritariamente marinhas e de tamanho reduzido (Diaz-Pulido & McCook, 2008; McHugh, 2003). O segundo grupo engloba as macroalgas castanhas, onde o pigmento fotossintético dominante é a fucoxantina. Existem cerca de 2000 espécies, também na sua maioria marinhas e, ao contrário do grupo anterior, podem atingir até 20 m (como é o caso do *kelp* gigante *Macrocystis pyrifera*) (Diaz-Pulido & McCook, 2008; McHugh, 2003). Por último, as Chlorophyta são o grupo de algas verdes e apresentam grandes semelhanças com as plantas terrestres, incluindo os seus pigmentos, as clorofilas a e b. Contabilizam-se cerca de 1500 espécies, principalmente de água doce, com um tamanho análogo ao das macroalgas vermelhas (Diaz-Pulido & McCook, 2008; McHugh, 2003).

As macroalgas marinhas apresentam maior diversidade nas regiões temperadas que nos trópicos, contrariando os gradientes globais de diversidade, que seguem um padrão latitudinal clássico, em que a riqueza específica aumenta a partir dos polos no sentido do equador (Keith, Kerswell, & Connolly, 2014). Esta exceção poderá dever-se ao aumento de competição com corais e o aumento de predação nos trópicos, assim como o efeito limitador das temperaturas extremas na diversidade (Keith, Kerswell, & Connolly, 2014). A nível dos 3 grupos das macroalgas, as Rhodophyta aumentam em diversidade do Norte para o Sul, as Phaeophyceae aumentam em diversidade dos trópicos para as zonas temperadas, enquanto que as Chlorophyta variam de forma menos sistemática conforme a latitude (Keith, Kerswell, & Connolly, 2014). A distribuição, abundância e composição das associações de macroalgas são dependentes de fatores físicos (nomeadamente marés, luz, substrato, dessecação, exposição às ondas e temperatura), fatores químicos (como o pH, nutrientes e salinidade) e biológicos, como a competição (Krause-Jensen *et al.*, 2007). Os três fatores principais na regulação do crescimento e na influência de padrões de larga escala de abundância e distribuição das macroalgas são a luz, diretamente influenciada pela transparência da água, a concentração de nutrientes e a salinidade

(Krause-Jensen *et al.*, 2008). As macroalgas são afetadas pelas alterações climáticas na sua fisiologia, crescimento, reprodução e sobrevivência, induzindo respostas adaptativas e migratórias (Harley *et al.*, 2012). As mudanças no equilíbrio ecológico entre espécies competidoras e no controlo por herbivoria podem conduzir a uma extensa reorganização das comunidades (Harley *et al.*, 2012). A nível de ecossistema, a produtividade primária, a diversidade e a resistência também podem sofrer alterações (Harley *et al.*, 2012).

Na costa Ocidental da Península Ibérica, as espécies temperadas apresentam um gradiente biogeográfico, diminuindo numericamente de forma progressiva no sentido Sul, onde alguns taxa têm o seu limite Meridional (Cardoso *et al.*, 2014). De facto, um número assinalável de espécies, quer de águas frias, quer de áreas quentes, têm na costa portuguesa os seus limites de distribuição (Pereira *et al.*, 2006). Por exemplo, em zonas de águas mais quentes e em regiões com menor impacto das atividades humanas, algumas espécies de algas vermelhas dominam sobre as macroalgas verdes e castanhas (Cardoso *et al.*, 2014; Gaspar, Pereira, & Neto, 2012). Pelo contrário, em áreas de maior pressão antrópica, o número de macroalgas vermelhas declina, prejudicando a riqueza e diversidade específicas (Cardoso *et al.*, 2014; Gaspar, Pereira, & Neto, 2012). A lista atualizada das macroalgas marinhas bentónicas da costa Norte de Portugal identifica 346 espécies: 26 Cyanobacteria, 200 Rhodophyta, 70 Ochrophyta e 50 Chlorophyta (Araújo *et al.*, 2009).

1.2 Relevância ecológica e económica

As macroalgas apresentam grande importância ecológica e económica, fornecendo serviços de ecossistema no valor de biliões de euros. São responsáveis por grande parte da produtividade primária e secundária, libertando O₂, fixando CO₂ e auxiliando na regulação dos gases atmosféricos, e consequentemente, do clima (Beaumont *et al.*, 2007; Smale *et al.*, 2013). As associações de macroalgas proporcionam uma estrutura tridimensional, que constitui habitat, refúgio e alimento a numerosos organismos marinhos, e fornecem matérias primas em bruto, usadas em numerosos propósitos comerciais (Beaumont *et al.*, 2007; Smale *et al.*, 2013).

As associações de macroalgas localizam-se nas zonas costeiras rochosas, ficando parcial e periodicamente emersas durante a baixa mar, numa faixa designada por intertidal. O intertidal é a área onde o oceano e a terra se encontram, estendendo-se entre os limites definidos pela preia e baixa mar, apresentando um gradiente vertical unidirecional, o gradiente intertidal (Stephenson & Stephenson, 1949; Wolcott, 1973). Este gradiente reflete as variações das condições ambientais desde o nível

mais baixo da maré até ao limite da influência da mesma (zona de *spray* ou *splash*), conduzindo à sua divisão em zonas, cada uma com características físicas próprias e distintas e, conseqüentemente, com diferenças ecológicas (Stephenson & Stephenson, 1949; Wolcott, 1973). As macroalgas intertidais apresentam uma relevante influência na estrutura das comunidades, ao criar habitats e modificando a disponibilidade de recursos, as interações interespecíficas e as condições ambientais (Bruno & Bertness, 2001; Thompson *et al.*, 2010; Wikström & Kautsky, 2007). Adicionalmente, as macroalgas formadoras de canópis podem ter uma ação importante no recrutamento e sobrevivência de outras macroalgas e invertebrados sésseis (Bertness *et al.*, 1999). Assim sendo, as associações de macroalgas estão entre os sistemas mais produtivos a nível global, contribuindo significativamente para ecossistemas costeiros, até a um máximo de 15 gC m⁻² d⁻¹ (Golléty, Migne, & Davoult, 2008; Kaldy & Dunton, 2000; Touchette & Burkholder, 2000).

Desde muito cedo que a utilização das macroalgas tem um papel crucial no desenvolvimento das comunidades costeiras, assinalando-se o seu uso desde os Séculos IV e VI no Japão e na China, respetivamente. Estes países, juntamente com a Coreia do Sul, são os três maiores consumidores deste recurso como alimento (McHugh, 2003). Migrantes desta região difundiram esta tradição para outras partes do globo, nomeadamente os Estados Unidos da América e a América do Sul (McHugh, 2003). O uso de macroalgas para fins de fertilização ocorre pelo menos desde o Século I, em territórios das atuais França e Reino Unido (Mac Monagail *et al.*, 2017). Entre as espécies que se recolhem há centenas de anos para uso na alimentação humana e animal e obtenção de combustível e fertilizantes, incluem-se *Ascophyllum nodosum*, *Laminaria digitata* e *Chondrus crispus* (Mac Monagail *et al.*, 2017).

Embora as macroalgas sejam extensamente consumidas pelas populações costeiras de numerosos países, podem ainda ser consideradas como um recurso subaproveitado (Fayaz *et al.*, 2005). Com cerca de 10000 espécies de macroalgas identificadas atualmente, apenas cerca de 5 % são usadas na alimentação humana ou animal, sendo cerca de 200 as espécies usadas globalmente, particularmente na Ásia, onde são tratadas como vegetais (Chojnacka *et al.*, 2012; Pereira & Neto, 2014). Os países industrializados estão atualmente a aumentar os seus esforços no sentido de aumentar o fabrico de produtos de valor acrescentado derivados de macroalgas. Este interesse resulta do facto de estas conterem componentes como polissacarídeos, lípidos, proteínas e polifenóis, com uso nas indústrias nutracêutica/alimentos funcionais, farmacêutica e cosmética (Ale, Mikkelsen, & Meyer, 2011; Harnedy & FitzGerald, 2011; Laurienzo, 2010).

A oferta comercial de macroalgas tem duas origens: empresas que realizam a recolha de macroalgas selvagens e aquelas que, de forma análoga às atividades agrícolas comerciais, realizam o cultivo de macroalgas em aquacultura (Hafting *et al.*, 2012; Mac Monagail *et al.*, 2017). No início do Século XXI, segundo dados da FAO, entre 7,5 e 8 milhões de toneladas em peso fresco de macroalgas eram usadas pela indústria, quer a partir de crescimento no meio natural, portanto, estado selvagem, quer de cultivo em águas abertas (McHugh, 2003). A produção anual total de macroalgas tem subido aproximadamente 5,7 % anualmente, atingindo 28,5 milhões t em 2014, das quais 96 % a partir do cultivo, ou seja, cerca de 27,3 milhões t a partir de aquacultura, e 1,2 milhões t a partir da recolha de macroalgas selvagens, esperando-se que o crescimento continue a longo prazo (Mac Monagail *et al.*, 2017). O cultivo de macroalgas tem vindo a expandir-se rapidamente, uma vez que a procura excede a oferta proveniente da recolha no meio natural, sendo esta realizada em cerca de 35 países, em águas tropicais, temperadas e frias, nos Hemisférios Norte e Sul (McHugh, 2003). A produção proveniente da recolha de macroalgas selvagens mantém-se relativamente estável, variando desde o ano 2000 entre 1 e 1,3 milhões t anualmente, e apesar de constituir uma pequena porção do mercado global, ainda desempenha um importante papel em muitas culturas (Mac Monagail *et al.*, 2017). Na Europa, a produção de macroalgas ascendeu a 275390 t em 2014, 1 % do total global, dos quais 99 % tiveram origem na recolha de macroalgas selvagens, evidenciando a sua importância para a indústria de macroalgas europeia, enquanto que o resto do mundo recorre sobretudo à aquacultura (Mac Monagail *et al.*, 2017). Estimativas realizadas indicam que o uso e consumo de macroalgas a nível global, juntamente com os numerosos produtos a elas associados geram entre EUA\$ 8 e 16,1 biliões, anualmente (Cardoso *et al.*, 2014; FAO, 2010; Mac Monagail *et al.*, 2017; White & Wilson, 2015). Cerca de 90 % deste valor corresponde a produtos alimentares para consumo humano, sendo o restante devido às indústrias de hidrocolóides, focadas no agar, alginatos e carragenanas, projetando-se que este mercado atingirá EUA\$17,59 biliões até 2021 (Cardoso *et al.*, 2014; FAO, 2010; Mac Monagail *et al.*, 2017; White & Wilson, 2015).

As macroalgas vermelhas selvagens (dados de 2014) eram colhidas em 32 países, num total global de 216456 t, destacando-se o Chile e a Indonésia (Mac Monagail *et al.*, 2017). São usados sobretudo na alimentação e como fonte de dois hidrocolóides: agar e carragenanas, podendo crescer em águas frias, temperadas e tropicais (McHugh, 2003). As espécies do género *Porphyra*, conhecidas pelos nomes comuns de “*Nori*” e “*Laver*”, são as mais usadas para obtenção de alimentos, muitas

vezes *sushi*, assim como a *Palmaria palmata* ou “*Dulse*” (McHugh, 2003). Os géneros *Gelidium* e *Gracilaria*, são as mais importantes fontes de agar, sendo o extraído de *Gelidium* o de melhor qualidade e obtido exclusivamente de fontes naturais (McHugh, 2003). Cerca de 90 % do agar produzido é usado na alimentação, incluindo bolos e cremes, sendo os 10 % restantes direcionados para usos bacteriológicos e biotecnológicos, como a deteção da presença de bactérias e a produção de laxantes (McHugh, 2003). A fonte original das carragenanas era a macroalga vermelha *Chondrus crispus*, mas atualmente provêm sobretudo dos géneros *Eucheuma* e *Kappaphycus*, sendo usadas no processamento e no controlo e manutenção da textura de alimentos, como laticínios e carnes, na manufatura de géis e comida para animais, assim como na produção de pastas dentífricas (McHugh, 2003). A utilização das carragenanas baseia-se na sua capacidade em formar géis com sais de potássio e cálcio, através do uso de calor (McHugh, 2003).

As macroalgas castanhas selvagens (dados de 2014) eram colhidas em cerca de 20 países, num total global de 624136 t, das quais 60 % no Chile e na Noruega (Mac Monagail *et al.*, 2017). Os géneros *Laminaria*, *Undaria* e *Hizikia* são os mais usados como alimento, tendo a recolha de macroalgas selvagens, inicialmente a sua única fonte, sido substituída a partir de meados do Século XX pelo seu cultivo, que é atualmente a sua principal origem (McHugh, 2003). A China é o maior produtor mundial de macroalgas comestíveis, colhendo 5 milhões de toneladas em peso fresco, principalmente para a produção de “*Kombu*”, a partir da macroalga castanha *Laminaria japonica* (McHugh, 2003). Outros alimentos incluem “*Wakame*” e “*Quandai-Cai*”, obtidos da *Undaria pinnatifida*, “*Hiziki*”, da *Hizikia fusiforme* e “*Mozuku*”, da *Cladosiphon okamuranus* (McHugh, 2003). Os seus principais usos são para a produção de alimentos e para a extração do hidrocolóide alginato, sendo mais úteis as que crescem em águas frias dos Hemisférios Norte e Sul, até uma temperatura de 20°C (McHugh, 2003). O alginato é quase todo obtido pela recolha de fontes naturais de macroalgas castanhas, designadas por alginófitas, que constituem uma grande variedade de espécies, e que podem ser encontradas nas Américas do Norte e do Sul, na Europa, na Austrália e na África do Sul (McHugh, 2003). Os géneros colhidos incluem *Ascophyllum*, *Durvillaea*, *Ecklonia*, *Laminaria*, *Lessonia*, *Macrocystis* e *Sargassum* (McHugh, 2003). O alginato é usado na indústria alimentar para a produção de molhos, xaropes, gelados, maioneses, iogurtes e géis, enquanto que os seus usos farmacêuticos e médicos incluem a produção de ligaduras e a libertação controlada de medicamentos, sendo também usada nas indústrias têxtil e do papel (McHugh, 2003). A utilização do alginato baseia-se na sua capacidade de espessar

soluções aquosas, de formar géis sem precisar de calor, ao contrário do agar, e de formar filmes de alginato de sódio e fibras e filmes de alginato de cálcio (McHugh, 2003).

Finalmente, as macroalgas verdes selvagens (dados de 2014) eram colhidas em 11 países, num total global de 1660 t, o valor mais reduzido, sendo na sua grande maioria a “*Green laver*”, a *Ulva* spp., com origem na Coreia do Sul (Mac Monagail *et al.*, 2017). Outros alimentos produzidos a partir das macroalgas verdes incluem a “*Aonori*”, obtida de *Monostroma* spp. e *Enteromorpha* spp., e por vezes de *Ulva* spp. (McHugh, 2003).

Outras utilizações das macroalgas incluem a alimentação animal em agropecuária, com o uso dos géneros *Laminaria* e *Ascophyllum*, a alimentação de peixes em piscicultura, com o uso de *Macrocystis pyrifera*, *Gracilaria edulis* e *Porphyra* spp. (McHugh, 2003). As macroalgas também são usadas no tratamento de águas residuais, sendo utilizados os géneros *Monostroma*, *Sargassum*, *Laminaria*, *Ecklonia*, *Ulva* e *Enteromorpha* (McHugh, 2003). As principais espécies de macroalgas usadas na Europa para a fertilização do solo são as macroalgas castanhas *Ascophyllum nodosum*, e os géneros *Laminaria*, *Saccharina* e *Fucus* (Mac Monagail *et al.*, 2017). Descritos pela primeira vez em Portugal no Século XIV, o seu uso e recolha tradicionais, tipicamente realizados por mulheres, foram comuns até ao Século XX, sendo ainda atualmente realizada a recolha de *kelp* no Norte do País (Cardoso *et al.*, 2014; Lima *et al.*, 2007; Mac Monagail *et al.*, 2017; Santos & Duarte, 1991). O seu uso apresenta diversas vantagens, como a melhoria das taxas de semeio, maior produtividade das colheitas e o aumento da resistência contra doenças e pragas de insetos (Raghavendra, Lokesh, & Prakash, 2007; Sathya, Indu, Seenivasan, & Geetha, 2010; Vijayanand, Ramya, & Rathinavel, 2014).

As macroalgas comestíveis são uma potencial fonte de compostos biologicamente ativos, que podem ser utilizados como ingredientes funcionais, suplementos dietéticos, aromatizantes e corantes naturais (Cardoso *et al.*, 2014; Plaza, Cifuentes, & Ibáñez, 2008). Graças à sua grande variedade taxonómica, as macroalgas podem oferecer uma grande variedade de compostos naturais com propriedades interessantes, logo os benefícios deste recurso ainda pouco explorado são potencialmente ilimitados (Lordan, Ross, & Stanton, 2011; Shahnaz & Shameel, 2009). Mais de 15000 metabolitos primários e secundários de vias metabólicas distintas, com diversas aplicações associadas, foram detetados em macroalgas (Grosso *et al.*, 2011). Esta situação, contudo, está em evolução, e têm sido realizados estudos em espécies menos conhecidas, a fim de não só determinar as propriedades

dos seus compostos funcionais específicos, como também o seu perfil nutritivo, enquanto fonte alternativa de proteínas e hidratos de carbono (Plaza, Cifuentes, & Ibáñez, 2008). As macroalgas são ricas em fibras solúveis, proteínas, lípidos, fitoquímicos, vitaminas e minerais (Mattos *et al.*, 2011; Mayer *et al.*, 2011; Stengel, Connan, & Popper, 2011; Verpoorte *et al.*, 2009). Entre as vantagens alimentares potencialmente providenciadas por este recurso encontra-se o combate à obesidade, o baixo conteúdo em colesterol e a promoção de uma boa digestão (Plaza, Cifuentes, & Ibáñez, 2008). A recolha de macroalgas em pequena escala é assim cada vez mais popular, para uso como comida gourmet e aditivos alimentares, impulsionada pela crescente atenção dos media, que afirmam tratar-se de ‘super-alimentos’ (Angus, 2017).

Em Portugal, o uso de macroalgas como alimento é esporádico, sobretudo relacionado com o recente consumo de comida japonesa, com a exceção dos Açores, onde se encontraram descrições antigas do consumo de algumas espécies (Neto, Tittley, & Raposeiro, 2005; Soares *et al.*, 2017). Entre as espécies consumidas nesta região encontram-se a *Porphyra* spp., ou “erva-patinha” (Neto, Tittley, & Raposeiro, 2005) e a *Osmundea pinnatifida*, ou “erva-malagueta” (Patarra *et al.*, 2011).

As indústrias farmacêutica e médica mostram um crescente interesse nas macroalgas, através da investigação das suas qualidades terapêuticas, que incluem propriedades anticoagulantes, antibacterianas, e de proteção da saúde cardiovascular (Alghazeer *et al.*, 2013; Bocanegra *et al.*, 2009; Chandía & Matsushiro, 2008; Holdt & Kraan, 2011; Leal *et al.*, 2013). Os fosfolípidos, além de também terem utilizações semelhantes, têm igualmente efeitos benéficos no combate à senescência e inflamação e na proteção da função cognitiva (Ragonese *et al.*, 2014). Ainda assim, a avaliação e caracterização das propriedades dos glicolípidos, fosfolípidos e betaínas das macroalgas ainda não está muito avançada (Kumari, Reddy, & Jha, 2011). As macroalgas, especialmente as macroalgas castanhas, também são uma fonte de iodo, como por exemplo, as espécies *Fucus spiralis* e *Laminaria ochroleuca*, que apresentam na costa Portuguesa um teor de iodo de 232,7 e 883,5 mg/kg de peso seco, respetivamente (Soares *et al.*, 2017). A deficiência em iodo é a principal causa de danos cerebrais em crianças, afetando uma vasta área geográfica a nível mundial (de Escobar & del Rey, 2003).

As zonas intertidais são um ambiente difícil para as macroalgas, uma vez que estão sujeitas a repetidas emersões e imersões, ficando periodicamente expostas ao ar. Estas condições ambientais stressantes, como luz intensa, rápidas mudanças de temperatura, stress osmótico, dessecação e limitação nutritiva (Burritt, Larkindale, &

Hurd, 2002), induzem a formação de agentes oxidantes, particularmente radicais livres. Contudo, a ausência de danos nos componentes estruturais, como ácidos gordos polinsaturados, e a sua resistência à oxidação durante armazenamento, sugerem sistemas de proteção a nível celular (Zubia, Robledo, & Freile-Pelegrin, 2007). Assim, muitas macroalgas e os seus extratos demonstram fortes propriedades antioxidantes (Yuan, & Walsh, 2006). Há também uma maior procura por parte dos consumidores de antioxidantes com origens naturais, devido a preocupações com a possível toxicidade de antioxidantes sintéticos (Zubia, Robledo, & Freile-Pelegrin, 2007). Assim, e a fim de obter as maiores vantagens terapêuticas, sugere-se uma dieta com fontes diversificadas de fitoquímicos, que incluam as macroalgas (Celikler *et al.*, 2009).

Com a procura global de energia em contínuo crescimento e os *stocks* de combustíveis fósseis em declínio, as macroalgas têm atraído atenção como possível fonte renovável de biocombustíveis, nomeadamente bioetanol e biogás, em particular graças ao seu elevado teor em hidratos de carbono (Hughes *et al.*, 2013; Sitompul *et al.*, 2012). O uso de macroalgas provenientes de cultivo no mar apresenta numerosas vantagens sobre o uso de biomassa de plantas terrestres, graças sobretudo ao seu potencial alto rendimento e à ausência de competição no uso de terra arável e de água doce com colheitas para alimentação humana (Daroch, Geng, & Wang, 2013). Ainda assim, a maioria dos biocombustíveis à base de macroalgas permanecem relativamente inexplorados, principalmente por terem um diferente perfil de hidratos de carbono em relação àquele presente nas fontes de biomassa terrestres (Daroch, Geng, & Wang, 2013). Uma solução técnica que poderia acelerar a viabilidade e sustentabilidade deste processo seria a coprodução de biocombustíveis com outros componentes bioquímicos, únicos às macroalgas e de valor de mercado comprovado, através de biorrefinação (Baghel *et al.*, 2015; McHugh, 2003). Entre os produtos que poderão ser obtidos, juntamente com a produção de biocombustíveis, encontram-se pigmentos, lípidos, agar, minerais e substratos com elevada densidade energética, como a celulose (Baghel *et al.*, 2015).

Em Portugal, a indústria de agar portuguesa iniciou-se com a recolha em larga escala de agarófitas, graças à qualidade e abundância das macroalgas vermelhas locais, sobretudo *Gelidium corneum* e *Pterocladia capillacea* (Pereira, Gheda, & Ribeiro-Claro, 2013). O apogeu da exploração de agar foi alcançado nos anos 70, pela emissão de licenças anuais para fins comerciais, estando definidas 6 zonas de recolha, com número máximo de barcos e mergulhadores por zona, e sendo determinado anualmente o período de recolha (Cardoso *et al.*, 2014; Santos &

Duarte, 1991). A atividade entrou em declínio nos anos 80, consequência de condições económicas internacionais desfavoráveis, derivadas da competição com países tropicais em vias de desenvolvimento, produtores de *Euchema* e *Kappaphycus*, assim como a sobre-exploração e mudanças no ecossistema marinho (Cardoso *et al.*, 2014; Cremades, Bárbara, & Veiga, 2004). A Iberagar - Sociedade Luso-Espanhola de Coloides Marinhos, SA, é correntemente a principal empresa portuguesa no campo da produção e distribuição de hidrocolóides extraídos de macroalgas (Cardoso *et al.*, 2014).

1.3 Recolha de macroalgas

Ao contrário do que ocorria anteriormente com a exploração de um novo recurso, as empresas atualmente procuram assegurar que operam de forma sensata e sustentável (Angus, 2017). A recolha de macroalgas selvagens geralmente ocorre através do corte ou arranque (Figura 1) de talos monoespecíficos de macroalgas em substratos rochosos, ou pela recolha de frondes arrancadas pela ação marítima e arrojadas na praia, incluindo várias espécies misturadas (Mac Monagail *et al.*, 2017).

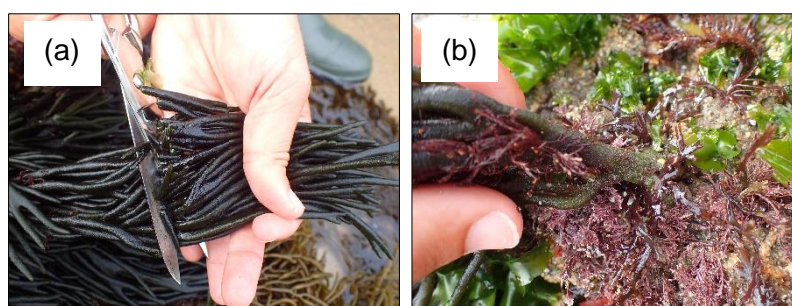


Fig. 1 - Recolha de Macroalgas por Corte (a) e Arranque (b) (Borges, 2018).

A recolha da biomassa arrojada pode ser realizada usando redes, animais, *bulldozers* ou tratores, e pode constituir uma importante atividade para comunidades costeiras em várias regiões do mundo (Mac Monagail *et al.*, 2017). O seu uso é considerado ecologicamente mais sustentável do que a recolha das macroalgas que ainda estão ligadas ao substrato, contudo deve ser evitada uma recolha completa, uma vez que desempenham uma função-chave nas cadeias tróficas litorais ao favorecer a presença de invertebrados que servem de alimento às aves (Orr, 2013). A recolha excessiva de macroalgas para responder à crescente procura tem levado à deterioração de algumas áreas onde estas se encontram e originado receio de sobre-exploração (Mac Monagail *et al.*, 2017; Ugarte & Sharp, 2001). Assim, a necessidade da adoção de estratégias de gestão e de alertar os intervenientes para uma atitude

mais responsável torna-se evidente (Mac Monagail *et al.*, 2017; Ugarte & Sharp, 2001).

Vários estudos apontam para um declínio mundial de macroalgas formadoras de habitat em costas rochosas, devido a um amplo número de fatores causadores de stress de origem humana, nas quais se inclui a sua recolha (Airoidi, Balata, & Beck, 2008; Halpern *et al.*, 2007). Com a crescente procura de macroalgas, avaliar o impacto da sua recolha, nas espécies-alvo e nas associações de macroalgas envolventes, é do maior interesse para definir as potenciais consequências das perturbações nas funções críticas do ecossistema, como a produtividade primária (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b). A perda de espécies que constituem habitats, por exemplo através da sua recolha excessiva, é uma grave ameaça aos ecossistemas, com a redução ou perda de diversidade, queda na abundância e riqueza de invertebrados, alteração na composição das comunidades ou redução da produtividade primária e da biomassa de macroalgas (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2001; Golléty, Migne, & Davoult, 2008; Schiel & Lilley, 2007; Tait, & Schiel, 2011). As consequências a curto e longo prazo da sua perda começam agora a ser compreendidas, mas há ainda pouca investigação realizada *in situ* para avaliar o efeito da recolha manual, pois depende das espécies em questão, que têm ciclos de vida e estruturas populacionais diferentes (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2001). As macroalgas formadoras de canópia sofrem perturbações com várias origens, incluindo a urbanização costeira, o aumento da sedimentação, espécies invasoras e o seu uso para consumo das populações observando-se um declínio generalizado (Golléty, Migne, & Davoult, 2008; Lilley & Schiel, 2006; Tait & Schiel, 2010). Cada macroalga cria um habitat específico circundante (a matriz), com as suas propriedades ecológicas próprias, que podem suavizar ou intensificar o impacto da recolha, determinando assim a sua magnitude e força (Mayer-Pinto, Underwood & Marzinelli, 2015). O desaparecimento de espécies formadoras de canópia tende a causar a substituição por espécies formadoras de tufo rasteiros, filamentosos e outras espécies efémeras, assim como a alteração de associações de peixes, mas existem ainda poucos estudos sobre o efeito nos invertebrados móveis (Airoidi, Balata, & Beck, 2008; Edgar *et al.*, 2004; Wikström & Kautsky, 2007).

Torna-se assim necessário avaliar a biomassa existente e as dinâmicas de recuperação deste recurso para que seja possível regular no futuro a sua exploração, e assim, minimizar os receios ecológicos derivados desta atividade (Angus, 2017). A capacidade de regeneração e recuperação das espécies-alvo e das comunidades associadas é influenciada pelas técnicas de recolha, através de corte ou arranque, intensidade de exploração e homogeneidade da recolha (Carter & Anderson, 1985;

Kelly *et al.*, 2001; Mac Monagail *et al.*, 2017). A necessidade de definir normas de regulação para esta atividade, tendo em conta a sua sustentabilidade, é uma questão que tem sido objeto de um crescente interesse por parte de autoridades, investigadores e agentes económicos (Frangoudes *et al.*, 2012). Estes autores sugerem numerosas propostas para esse efeito, focando-se na avaliação da biomassa antes da exploração, de forma a estabelecer-se o volume total de macroalgas a colher de acordo com a sua disponibilidade. Frangoudes *et al.* (2012) também realçam a utilização de técnicas de recolha com o menor impacto possível sobre o ecossistema, adaptadas à biologia das espécies-alvo, tendo em conta a sua capacidade de regeneração pós-recolha. Adicionalmente, a avaliação do impacto da atividade de recolha deve incidir não só nas espécies-alvo, como também nas comunidades associadas. Por sua vez, Philippe (2011), recomenda possíveis técnicas de recolha sustentáveis, incluindo a não recolha total das macroalgas, deixando a parte basal, ligada ao substrato, a fim de facilitar a regeneração, usando faca em vez de foice, pois permite um melhor controlo da recolha. Devem ser evitadas recolhas exaustivas, deixando alguns exemplares para assegurar a recolonização das áreas afetadas, assim como evitar a deslocação, viragem e raspagem das rochas, uma vez que podem afetar a regeneração. Outras recomendações incluem a preferência da recolha de macroalgas soltas sobre as fixas ao substrato e evitar recolhas na proximidade de fontes de poluição, como estações de tratamento de águas residuais ou de centrais nucleares.

A importância das macroalgas como formadoras de habitat varia entre as espécies, devendo ser tida em conta na seleção do método de recolha. Por exemplo, a presença de invertebrados em *Mastocarpus stellatus* é maior do que em *Palmaria palmata* e *Porphyra*, devido a diferenças estruturais na sua parte basal, que captam mais sedimento e logo providenciam mais abrigos e alimentos na base (Angus, 2017; Schaal *et al.*, 2016). A presença de herbívoros, como lapas e caracóis, promove a sucessão ecológica, uma vez que se alimentam de espécies efémeras de crescimento rápido, que impediriam o estabelecimento de macroalgas perenes (Aquilino & Stachowicz, 2012; Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b). O corte a meio da fronde e não na base minimiza, assim, o impacto na biodiversidade de invertebrados, beneficiando a recuperação de perturbações de pequenas macroalgas perenes (Angus, 2017; Aquilino & Stachowicz, 2012; Schaal *et al.*, 2016; Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b). Os maiores efeitos de recolha ocorrem nos casos de espécies-alvo que apresentam canópias monoespecíficas e dominantes (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b).

Assim, tendo em conta o papel ecológico desempenhado pelas associações de macroalgas no ecossistema, a pesquisa fundamental e aplicada pode revelar-se valiosa para a procura de soluções de gestão (Stagnol, Renaud, & Davoult, 2013). A gestão deste recurso baseada no ecossistema ou, em inglês, *Ecosystem-Based Management* (EBM) tem sido crescentemente aceite como o novo paradigma, mas o seu uso é ainda muito recente nos casos de habitats marinhos, particularmente em zonas rochosas (Leslie & McLeod, 2007). Esta é uma abordagem integrada que procura organizar a exploração dos recursos marinhos, considerando o ecossistema na sua globalidade, incluindo o Ser Humano, preservar recursos e promover a conservação da diversidade como a pedra-basilar para a sustentabilidade das funções e adaptação dos ecossistemas ao longo do tempo (Curtin & Prellezo, 2010). Face ao panorama atual do declínio global de biodiversidade, o desafio consiste em compreender os efeitos interativos da recolha, juntamente com o conhecimento fundamental da estrutura e funcionamento dos ecossistemas de macroalgas, e usar tal informação para aplicar EBM sobre estes recursos (Sala & Knowlton, 2006; Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b).

Um estudo que integrou a perspetiva de EBM foi o realizado por Stagnol, Michel, & Davoult (2016b), que procurou descobrir se ocorrem impactos significativos nas espécies-alvo, como esses potenciais impactos podem variar em relação às espécies-alvo e suas associações de macroalgas, e avaliar a eficácia das medidas de gestão já existentes. As espécies-alvo foram *Chondrus crispus*, *Fucus serratus*, *Palmaria palmata*, *Porphyra linearis*, *Porphyra umbilicalis* e *Himanthalia elongata*, com três tipos diferentes de associações de macroalgas. A Matriz A incluía canópias monoespecíficas, sendo *F. serratus* e *H. elongata* as espécies formadoras de canópia dominantes, com uma elevada percentagem de cobertura e com diversidade média a elevada de fauna associada. A Matriz B incluía canópias mistas, sendo *P. palmata* e *C. crispus* as espécies formadoras de canópia dominantes, com uma percentagem média de cobertura e com diversidade média de fauna associada. Finalmente, a Matriz C incluía canópias monoespecíficas, sendo *P. Linearis* e *P. umbilicalis* as espécies formadoras de canópia dominantes, com uma percentagem média a elevada de cobertura e com diversidade baixa de fauna associada. A recolha foi realizada segundo as recomendações legais vigentes em França: *C. crispus* e *F. serratus* foram totalmente removidos, assim como exemplares de *P. palmata* e das espécies de *Porphyra* de comprimento superior a 25 cm e ainda exemplares de *H. elongata* de comprimento superior a 80 cm. Os métodos usados mostraram contínuo crescimento vegetativo nos exemplares existentes e maior recrutamento de novos exemplares. Os

padrões de recuperação foram variáveis, dependendo das associações de macroalgas. Os maiores e duradouros efeitos de recolha foram sentidos nas espécies associadas à Matriz A (*F. serratus* e *H. elongata*), apresentando diferenças importantes entre as duas espécies. Enquanto que com *F. serratus*, nos 9 meses iniciais, ocorreu uma diminuição significativa de diversidade na fauna associada, seguindo-se um aumento significativo de diversidade nas macroalgas, em *H. elongata* apenas se observou uma diminuição na diversidade faunística 3 meses após a perturbação inicial. As diferenças devem-se ao facto de *F. serratus* formar canópias perenes, enquanto que *H. elongata* é uma espécie sazonal, pelo que a remoção de *F. serratus* deixa áreas despidas, enquanto que o efeito da perda de *H. elongata* é minimizado pela sua diminuição natural sazonal. A remoção das espécies formadoras de canópia na Matriz B (*P. palmata* e *C. crispus*) não retirou a totalidade da biomassa de macroalgas, uma vez que permaneceram áreas ocupadas por espécies não-alvo, explicando assim a ausência de efeito da recolha na estrutura das comunidades. Na matriz C, observaram-se efeitos significativos a curto prazo nas comunidades associadas às espécies formadoras de canópia (*P. Linearis* e *P. umbilicalis*), mas a variabilidade natural desta matriz foi superior aos efeitos de perturbação. Estes resultados sugerem que fatores locais e características dos habitats envolventes influenciam o impacto da recolha. Este estudo demonstrou que os planos de gestão de recolha de macroalgas devem deixar de se focar apenas em espécies individuais, com o único objetivo de maximizar a sua biomassa, e passar a ter em conta os efeitos da recolha no ecossistema envolvente. Há também uma necessidade de complementar os planos de gestão com programas de monitorização e pesquisa, focados na biologia, habitat e fauna associada às macroalgas colhidas. Entre os fatores a ser monitorizados de forma regular encontram-se a frequência e severidade de tempestades, enterramento por areia e o contínuo aquecimento das águas. A necessidade da implementação de EBM foi evidenciada, mostrando que a avaliação das condições de habitat e das funções ecológicas das espécies-alvo são essenciais para a sua sustentabilidade.

Em Portugal, assim como na maioria dos países atlânticos europeus, incluindo Espanha, Irlanda e França, a posse dos recursos de macroalgas pertence sobretudo ao Estado, estando a orla costeira, geralmente entre os limites da baixa e preia mar e, em certos casos, o solo marinho até às 8-12 milhas náuticas, sob a jurisdição estatal (Monagail *et al.*, 2017). A recolha de macroalgas para propósitos não-comerciais, como o consumo pessoal, não é presentemente regulada ou gerida em Portugal por parte das autoridades, contudo a recolha de biomassa das macroalgas lançada para

as praias pelo mar, usando tratores, está sujeita a autorização pelas autoridades locais (Mac Monagail *et al.*, 2017). Mais recentemente, surgiram novas empresas, como a Algaplus, a AlgaFuel e a Wedotech, que desenvolveram ações no sentido de aproveitar o potencial biotecnológico das macroalgas, particularmente nas vertentes alimentar, industrial e farmacêutico, incluindo o desenvolvimento da aquacultura, com vista à sustentabilidade. (ALGAplus, 2018; Cardoso *et al.*, 2014).

Recentemente, têm sido realizados estudos acerca da identificação e disponibilidade de macroalgas comestíveis na costa Portuguesa, com um relevante teor nutritivo, incluindo *Porphyra* spp., *Fucus* spp., *Gracilaria* spp., *Saccorhiza polyschides*, *Laminaria ochroleuca* e *O. pinnatifida* (Soares *et al.*, 2017). Outra via de investigação em Portugal tem sido o uso de novos métodos para o isolamento e caracterização de lípidos polares extraídos de exemplares obtidos a partir de aquacultura, a fim de valorizar as macroalgas enquanto fonte de compostos bioativos prometedores de valor acrescentado (da Costa *et al.*, 2015). Na costa Norte de Portugal, desde 2016, tem sido realizada a avaliação da biomassa disponível das seguintes macroalgas com interesse comercial, *Mastocarpus stellatus*; *Chondrus crispus*; *Codium* spp.; *Osmundea pinnatifida*; *Chondracanthus acicularis*; *Ascophyllum nodosum*; e *Fucus* spp., no âmbito do programa INNOVMAR do CIIMAR (Borges., 2018).

1.4 Espécies-alvo

No seguimento dos trabalhos referidos anteriormente, foram selecionadas as espécies *Osmundea pinnatifida* (Hudson) Stackhouse e *Codium tomentosum* (Stackhouse), para o presente estudo.

A *O. pinnatifida* (Hudson) Stackhouse, conhecida pelos nomes comuns de “erva-malagueta” em Português e “*Pepper dulse*” em Inglês, é uma macroalga do género *Osmundea*, família Rhodomelaceae, Filo Rhodophyta (Guiry *et al.*, 2014). Os seus nomes comuns devem-se ao seu característico sabor picante, que a leva ser usada como condimento alimentar, particularmente na Irlanda, Escócia e em Portugal (Ilhas dos Açores) (Patarra *et al.*, 2011). É uma macroalga perene, podendo ser encontrada no Oceano Atlântico, no Mar Mediterrâneo e no Sudoeste e Nordeste do Oceano Pacífico, incluindo na zona intertidal das costas Noroeste da Península Ibérica (Cardoso *et al.*, 2014, Pereira, 2019; Machín-Sánchez *et al.*, 2012). Apresenta talos eretos cartilaginosos, de cor vermelho-escuro, com ramificação alternada e dicotómica, que diminui no sentido do ápice e que pode atingir até 8 cm de

comprimento. Possui frondes aplanadas, fixando-se ao substrato por um disco (Cremades, 2015; Guiry *et al.*, 2014) (Figura 2).



Fig. 2 - *Osmundea pinnatifida* (Melo, 2019).

A nível das estruturas reprodutoras, os gametófitos masculinos são ramos com poços espermatangiais, enquanto que os femininos apresentam cistocarpos sésseis e ovoides (Machín-Sánchez *et al.*, 2012). Na bibliografia não existem muitos dados sobre as condições de crescimento de *O. pinnatifida* em Portugal, tendo sido observado em cultivo que o pico de crescimento ocorreu quando a temperatura da água e a intensidade luminosa são mais elevadas, em maio (Silva & Abreu, 2014).

O seu habitat é o litoral médio e inferior sobre as rochas, em zonas semi-expostas à rebentação (Cremades, 2015; Guiry *et al.*, 2014, Pereira, 2019). A sua cor e dimensão é determinada pela sua localização, pois exemplares de zonas mais altas são mais pequenos e amarelados (devido à maior exposição solar) que os provenientes de zonas mais inferiores, com uma cor roxo-acastanhado (Pereira, 2019).

Há crescente interesse nesta macroalga para a farmacêutica, uma vez que oferece minerais (Potássio, Sódio, Cálcio e Magnésio), vitaminas A, E (α -tocoferol e γ -tocoferol), K (K1 e K2), assim como ácidos gordos, incluindo o ácido linoleico, proteínas e fibras (Paiva *et al.*, 2014; Patarra *et al.*, 2011). O seu conteúdo em ácidos gordos e ação antioxidante permite o seu uso nas indústrias farmacêutica e alimentar (Paiva *et al.*, 2014). O seu potencial efeito de inibição da α -glucosidase oferece possibilidades de uso no tratamento de pacientes com Diabetes Tipo 2, com benefícios em métodos do uso de insulina em pós-carga e no controlo glicémico (Kumar *et al.*, 2011; Kwon, Apostolidis, & Shetty, 2008; Rodrigues *et al.*, 2015). A *O. pinnatifida* colhida em Portugal tem elevado conteúdo de manitol, um poliol (açúcar

alcoólico) natural, com numerosos usos farmacêuticos e alimentares (Akhilesh, Faishal, & Kamath, 2012; Andrade *et al.*, 2013; Dai *et al.*, 2017).

A segunda espécie-alvo é *Codium tomentosum* (Stackhouse), pertencente ao género *Codium*, família Codiaceae, Filo Chlorophyta, composto por cerca de 150 espécies, sendo um dos mais distribuídos pelo globo, presente em águas temperadas e tropicais (Choi *et al.*, 2013; González & Santelices, 2004; Pereira, 2016). *Codium* spp. tem vários nomes comuns, incluindo “Chorão-do-Mar” em Português, “*Limo aala-ula*” em Havaiano e “*Miru*” em Japonês (Pereira, 2016).

C. tomentosum é a espécie-tipo (holótipo) deste género, sendo nativa da costa Nordeste do Oceano Atlântico, das Ilhas Órcades a Marrocos, embora tenha já sido encontrada noutros pontos do mundo (da Costa *et al.*, 2015; Guiry *et al.*, 2014; Silva, 1955). É uma macroalga perene, apresentando cor verde-escura, esponjosa, que pode atingir até 40 cm de comprimento e 8 a 10 mm de diâmetro, tendo como epífitas típicas espécies dos géneros *Ulva*, *Ceramium*, *Ectocarpus* e *Chaetomorpha* (Cremades, 2015; González & Santelices, 2004; Guiry *et al.*, 2014; Pereira, 2019; SIA, 2013). É fixa por um pequeno disco, tem ramificação dicotómica, e apresenta forma cilíndrica, com pilosidades, à superfície, parecendo mais esbranquiçada quando submersa (Cremades, 2015; Guiry *et al.*, 2014) (Figura 3).



Fig. 3 - *Codium* spp. (Melo, 2019).

As populações de *Codium* são, geralmente, dioicas com um ciclo de vida diploide com meiose gamética, com a reprodução sexuada efetuada pela fusão de gâmetas haploides em zigotos (Miravalles, Leonardi, & Cáceres, 2012; Nanba *et al.*, 2005). Os seus picos de reprodução e de crescimento coincidem no tempo, ocorrendo

quando as condições ambientais são propícias, geralmente no fim do Verão e princípio do Outono (Kang *et al.*, 2008).

O seu habitat típico é o litoral inferior e infralitoral e poças de maré do litoral médio de costas expostas e protegidas (Cremades, 2015; Guiry *et al.*, 2014). A distinção de *C. tomentosum* de *C. fragile*, uma exótica originária do Oceano Pacífico, apenas é segura se realizada por um especialista, ao microscópio, através de características morfológicas, como no caso dos utrículos, que no caso de *C. tomentosum* é não mucronada (Trowbridge, Farnham, & White, 2004). Nos últimos anos *C. fragile* está a proliferar no Norte peninsular, pelo que o presente estudo considerará todas as espécies de *Codium* colhidas, identificadas a olho nu.

Têm-se realizado alguns estudos para a avaliação da sua utilidade biotecnológica, com vista à sua utilização para fins terapêuticos e como comida gourmet, sendo este género conhecido por ser uma importante fonte de galactanas sulfatadas (Wang *et al.*, 2014). As espécies de *Codium* contêm outros compostos com importantes propriedades bioativas, com ação antioxidante, antibacteriana, antígeno-tóxica, anticoagulante, anticancerígena e hipoglicémica (Celikler *et al.*, 2009; Christabel *et al.*, 2011; Ibtissam *et al.*, 2009; Poosarla *et al.*, 2013; Valentão *et al.*, 2010; Shanmugam *et al.*, 2002; Yildiz, Dere, & Dere, 2014). *C. tomentosum* possui um alto conteúdo das proteínas lectinas, o que lhe oferece vantagens nas interações hospedeiro-patógeno, comunicações célula-célula e atividade anti-inflamatória (Holdt & Kraan, 2011). Quanto à cosmética, trata-se do principal componente de diversos produtos, incluindo cremes de corpo, hidratantes e esfoliantes (Wang *et al.*, 2015).

1.5 Objetivos

O objetivo geral do presente estudo é contribuir para a gestão deste recurso natural, através de aquisição de informação de base para a futura definição de planos de gestão dos ecossistemas marinhos dominados por macroalgas e regulamentação da atividade de recolha de espécies com valor comercial. Assim, este estudo tem como objetivos específicos avaliar o efeito de dois métodos de recolha de macroalgas - o corte de dois terços das frondes e o arranque - na recuperação da biomassa de duas espécies de potencial interesse comercial, *Codium* spp. e *Osmundea pinnatifida* e na composição das associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata*, um verme poliqueta, formador de recifes e importante elemento das redes tróficas dos ecossistemas a que pertence (Duboi *et al.*, 2005). Deste modo, pretende-se contribuir para a definição de medidas de gestão para a recolha, comercial e não comercial, destas espécies de forma sustentável e ecologicamente viável.

2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

Portugal tem uma das mais longas linhas costeiras da União Europeia, atingindo 2587 km, correspondendo a 1242 km no Continente, 943 km no Arquipélago dos Açores e 402 km no Arquipélago da Madeira (Soares *et al.*, 2017).

A Península Ibérica situa-se na região Mediterrânico-Atlântica, de natureza quente temperada, com as suas costas Norte, Oeste e ilhas adjacentes, sendo influenciadas pelo Oceano Atlântico Norte, e as costas Sul, Leste e ilhas adjacentes pelo Mar Mediterrâneo, criando um acentuado gradiente latitudinal nas suas macroalgas (Cardoso *et al.*, 2014). As costas rochosas são interrompidas por zonas extensas de praia arenosas, sendo a maioria das praias da costa Ocidental muito expostas, encontrando-se as macroalgas da zona intertidal principalmente no nível da maré baixa (Cardoso *et al.*, 2014).

As macroalgas intertidais da região Norte são análogas às das costas da Europa Central, como a parte Sul das Ilhas Britânicas e de França, em particular a Bretanha, enquanto que as das costas Sudoeste e Oriental são bastante diferentes, devido à forte influência das espécies das costas do Noroeste de África e do Mediterrâneo (Araújo *et al.*, 2009; Cardoso *et al.*, 2014; Pereira, 2008).

O presente estudo realizou-se em três praias no Norte de Portugal, sendo no sentido Norte-Sul: a Praia Norte (41,697° N; 8,853° O), em Viana do Castelo; Belinho (41,591° N; 8,805° O), em Esposende, no Parque Natural do Litoral Norte; e Aguçadoura (41,430° N; 8,784° O), na Póvoa de Varzim (Figura 4). A Praia Norte e Belinho distam cerca de doze quilómetros, enquanto que Belinho e Aguçadoura distam cerca de dezanove quilómetros entre si. Estas praias têm extensas plataformas rochosas, com fendas e poças de maré, com elevada abundância das espécies-alvo e suficiente área para a realização do estudo (Araújo, 1991; Duarte, 2017; ICNF, 2019).



Fig. 4 - Praias de Viana Norte (a) (Ferreira, 2018), Belinho (b) (<https://mapio.net/a/114373345/>) e Aguçadoura (c) (Melo, 2019)

2.2 Desenho e procedimentos experimentais

Para cada espécie-alvo, definiram-se duas Praias rochosas para realização da do presente estudo, sendo que a experiência com *O. pinnatifida* realizou-se nas Praias de Belinho e de Viana, e a experiência com *Codium* spp. decorreu nas Praias de Aguçadoura e de Viana.

Em cada Praia estabeleceram-se 3 Blocos contíguos, cada um com 3 quadrados de 50 x 50 cm (0,25 m²), definidos pela fixação de placas numeradas em cantos opostos, num total de 9 quadrados por Praia. Em cada Bloco foram atribuídos de forma aleatória a cada quadrado os seguintes Tratamentos às espécies-alvo: controlo, onde não se efetuou qualquer manipulação (C); corte das frondes a uma altura de dois terços da base (T1); e o arranque manual das espécies-alvo (T2) (Figura 5).

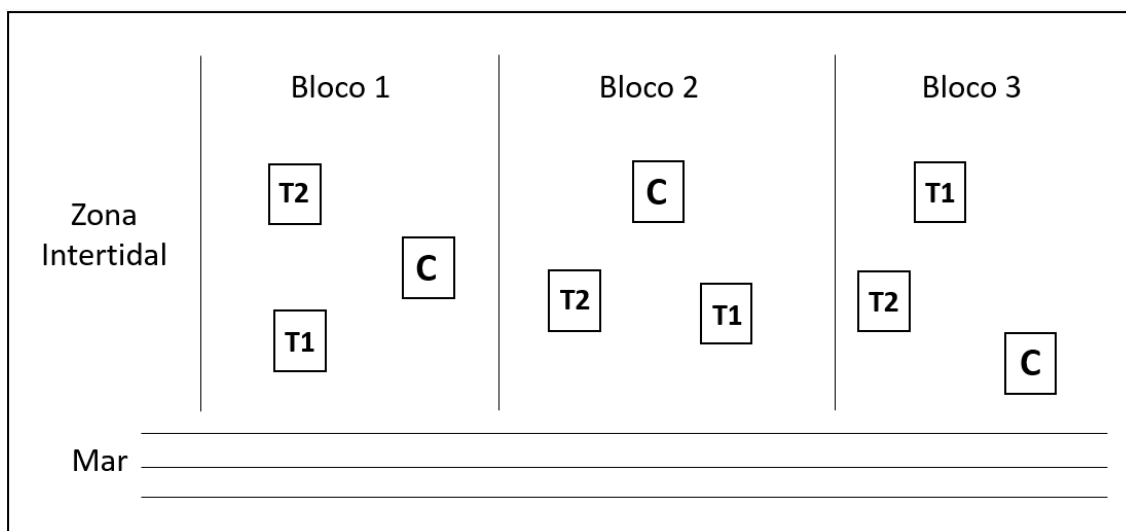


Fig. 5 - Design Experimental em cada Praia - C (Controlo), T1 (Corte), T2 (Arranque) (adaptado de Borges *et al.* (2015))

Em cada quadrado fixo, anteriormente à realização dos Tratamentos, obteve-se a percentagem de cobertura inicial de cada espécie-alvo, como base para a avaliação da progressão dos Tratamentos (Engelen *et al.*, 2011). Colocou-se sobre os quadrados um quadrado de amostragem das mesmas dimensões dividido em 25 quadrados menores, correspondendo cada um a 4 % da área total do quadrado (Engelen *et al.*, 2011) (Figura 6). Após os Tratamentos, procedeu-se à monitorização mensal dos quadrados fixos, procedendo-se ao levantamento da percentagem de cobertura das espécies-alvo e das espécies acompanhantes, que foram identificadas

visualmente *in situ*, até ao menor nível taxonómico passível de ser identificado a olho nu.

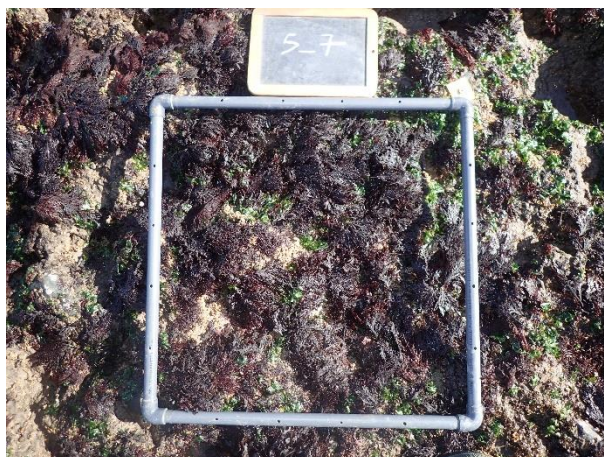


Fig. 6 - Quadrado de amostragem para a obtenção da percentagem de cobertura (Ferreira, 2018)

2.3 Tratamento dos dados

Na primeira amostragem a biomassa total (BT) de cada Tratamento obteve-se pela soma da biomassa colhida (BC), por corte ou arranque das espécies-alvo, cujo peso seco foi determinado em laboratório, com a biomassa restante (BR) desse Tratamento (Figura 7). A biomassa restante foi estimada com base na percentagem de cobertura das espécies-alvo após o Tratamento. Para esse efeito, e nas monitorizações seguintes, usaram-se equações desenvolvidas pelo Laboratório de Biodiversidade Costeira do CIIMAR que relacionam percentagem de cobertura (PC) com o respetivo peso seco (PS) (*O. pinnatifida*: $\text{Ln PS} = 1,1577 \text{ Ln PC} - 0,3686$; *Codium* spp.: $\text{Ln PS} = 1,0765 \text{ Ln PC} + 0,3749$).

Estas três grandezas, BC, BR e BT, foram usadas para o cálculo dos indicadores taxa de recolha e a recuperação da biomassa, conforme fórmulas abaixo:

$$\text{Taxa de Recolha} = \text{Biomassa Colhida (BC)} / \text{Biomassa Total (BT)} \times 100$$

$$\text{Recuperação de Biomassa} = (\text{Biomassa Total}_m - \text{Biomassa Total}_i) / \text{Biomassa Total}_i \times 100$$

Total_m – Biomassa Total em cada monitorização mensal

Total_i – Biomassa Total inicial (antes de Tratamentos)

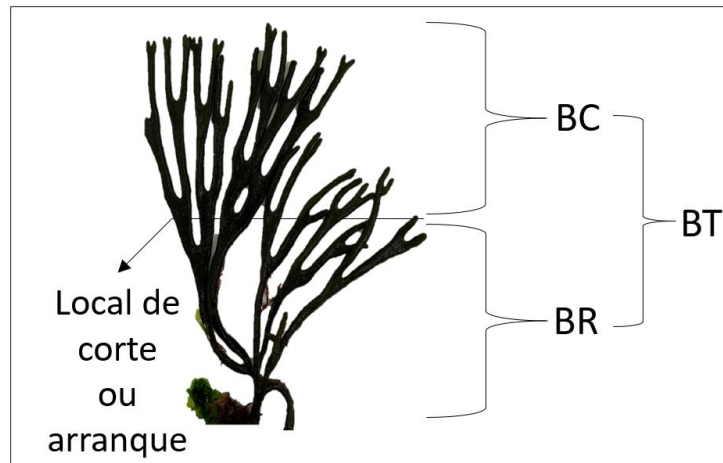


Fig. 7 - Esquema da relação entre Biomassa Colhida (BC), Biomassa Restante (BR) e Biomassa Total (BT) (Gendron *et al.*, 2018).

2.4 Análise estatística

Para as espécies-alvo, os dados obtidos foram usados na análise das variáveis taxa de recolha, biomassa e recuperação de biomassa, através de uma análise de variância (ANOVA), a fim de procurar diferenças entre Tratamentos e Praias em cada momento de amostragem e ao longo da experiência. Para as espécies não-alvo acompanhantes, os dados foram obtidos na forma de percentagem de cobertura e analisados através de uma análise multivariada, a fim de procurar convergências ou divergências nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata*, entre Praias e Tratamentos.

2.4.1 Espécies-alvo

A análise dos dados referentes às espécies-alvo, quanto às variáveis taxa de recolha, biomassa e recuperação de biomassa realizou-se através duma análise de variância de dois fatores (*two factor split-plot model* - modelo 5.6 em Doncaster e Davey, 2007). Inicialmente, no software Minitab, antes da ANOVA, aplicou-se o teste de Levene, a fim de testar a homogeneidade das variâncias, (Doncaster & Davey, 2007; Underwood, 1997). Em seguida, avaliou-se a distribuição normal dos dados, pela interpretação visual do gráfico de probabilidade normal.

Para investigar diferenças entre os Tratamentos e Praias, no momento da recolha e a cada amostragem mensal, usou-se um modelo de dois fatores (*two factor split-plot model* - modelo 5.6 em Doncaster & Davey, 2007) em que o fator Praia (P) foi definido com aleatório e ortogonal; e o fator Tratamento (T) fixo e ortogonal. Bloco (B)

ainda que aninhado no fator Praia neste modelo não foi testado, mas garante a distribuição dos Tratamentos ao longo da Praia. No caso da variável taxa de recolha, o fator Praia tem dois níveis, o fator Bloco (sem teste) têm três níveis e o fator Tratamento têm dois níveis (Corte e Arranque). No caso das variáveis biomassa e recuperação de biomassa, o fator Praia tem dois níveis e Tratamento têm três níveis (Controlo, Corte e Arranque):

$$Y=T|B'(P')$$

O fator Praia (P), foi definido como fator aleatório com o objetivo de extrapolar os resultados para o litoral da região Norte de Portugal. Este modelo foi analisado no software Minitab com os seguintes termos: $Y = T|P'+T|B'(P') - T*B'(P')$, em que as linhas verticais significam “cruzado com”, os parenteses significam “incluído em” e apóstrofe indica os fatores aleatórios.

O valor de alfa (α), que determina o ponto de rejeição da hipótese nula, foi definido como 0,05, pelo que a hipótese nula foi rejeitada sempre que o valor alcançado foi inferior ($p < 0,05$) (Doncaster e Davey, 2007; Underwood, 1997).

Nas situações em que a interação entre os fatores Tratamento e Praia não foi significativa estatisticamente e $p > 0,25$, ou seja, $\alpha = 0,25$, realizou-se *Post hoc pooling*, englobando a interação no erro residual para obter um teste mais potente para o fator Tratamento, com 10 graus de liberdade associados ao erro (Janky, 2000; Doncaster e Davey, 2007; Underwood, 1997).

Nas situações em que o fator Tratamento foi significativo, realizou-se uma comparação *a posteriori*, pelo meio do Teste Student-Newman-Keuls (SNK), para determinar a ordem entre os três níveis deste fator, e assim, definir uma alternativa à hipótese nula (Underwood, 1997).

Para investigar diferenças na biomassa e recuperação de biomassa entre os Tratamentos e Praias ao longo da experiência, usou-se um modelo de três fatores (Praia (P); Tratamento (T) e Mês de amostragem (M)), com medidas repetidas em dois fatores cruzados (*three factor model with repeated measures on two cross factors* - modelo 6.5 (iv) em Doncaster & Davey, 2007):

$$Y= M|T|B'(P')$$

Este modelo foi analisado no software Minitab com os seguintes termos: $M|T|P' + M|T|B'(P') - M*T*B'(P')$, onde Bloco (B) ainda que aninhado no fator Praia (P) não

será testado, tendo sido definido como aleatório tal como o fator Praia. Os fatores Tratamento (T) e Mês de amostragem (M) foram definidos como ortogonais e fixos.

2.4.2 Espécies acompanhantes

Para as espécies não-alvo acompanhantes, a análise dos dados referentes à composição das associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* das Praias foi realizada através de análise multivariada, por métodos multivariados não paramétricos, através do uso do software *Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research* (PRIMER 6) (Araújo *et al.*, 2005, 2012), de modo a testar a hipótese de convergência ou divergência das associações, ou seja, se os quadrados fixos dos vários Tratamentos e Praias se agrupam entre si, em *clusters*.

Inicialmente, consideraram-se os fatores Praia e Tratamento, comparando-se a percentagem de cobertura das espécies acompanhantes para cada um dos três níveis do fator Tratamento para as duas Praias. A presença de diferenças significativas entre Praias a nível das espécies acompanhantes, conduziu posteriormente à análise do efeito do fator Tratamento, dentro de cada Praia separadamente. Os dados de percentagem de cobertura foram transformados com raiz quadrada, pois trata-se da melhor transformação para o Tratamento da abundância de espécies, a fim de diminuir a influência das espécies mais abundantes e mostrar de forma mais nítida a presença de padrões (Clarke & Gorley, 2001).

Deste modo, usando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, foi calculada uma matriz de similaridade para procurar diferenças no fator Tratamento nas duas Praias e posteriormente entre Tratamentos dentro de cada Praia. A fim de observar o efeito do fator Tratamento e do fator Praia nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata*, obtiveram-se representações visuais através de gráficos de ordenação bidimensionais através duma escala multidimensional não métrica (*Non-metric Multidimensional Scaling* (nMDS)), (Clarke & Gorley, 2001).

A deteção da existência de diferenças significativas nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* entre os Tratamentos efetuados e entre as Praias amostradas, foi realizada por um teste de hipóteses, a análise de variância permutativa multivariada (*Permutational Multivariate Analysis of Variance* (PERMANOVA)) (Anderson, Gorley, & Clarke, 2008).

Em PERMANOVA, os dados multivariados foram modelados e analisados através de testes de hipóteses realizados pelo meio de técnicas de permutação, os testes Monte Carlo (Anderson, Gorley, & Clarke, 2008).

Finalmente, nas situações em que PERMANOVA foi significativo para os fatores Praia e Tratamento, efetuou-se uma análise de similaridade percentual (*Similarity Percentage Analysis* (SIMPER)) para encontrar as causas de dissimilaridade, ou seja, para determinar quais as variáveis (espécies), responsáveis pelas diferenças entre Tratamentos e Praias e entre Tratamentos em cada Praia, considerando-se as espécies responsáveis até 50 % da dissimilaridade (Anderson, Gorley, & Clarke, 2008). Nas situações em que PERMANOVA foi significativo para o fator Tratamento dentro de cada Praia, efetuaram-se comparações *pairwise post hoc*, a fim de determinar a relação entre os Tratamentos nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata*, antes da realização da análise SIMPER.

3. Resultados

3.1 Espécies-alvo

3.1.1 Taxa de recolha

A análise de variância relativa aos valores do indicador taxa de recolha (Figura 8 e Tabela 1), no caso da *O. pinnatifida*, não detetou diferenças significativas entre Tratamentos de corte e de arranque, mas sim entre as Praias de Belinho e Viana, tendo a recolha sido superior em Belinho. No caso de *Codium* spp., a análise de variância detetou diferenças significativas entre Tratamentos, tendo sido a taxa de recolha superior no arranque do que no corte.

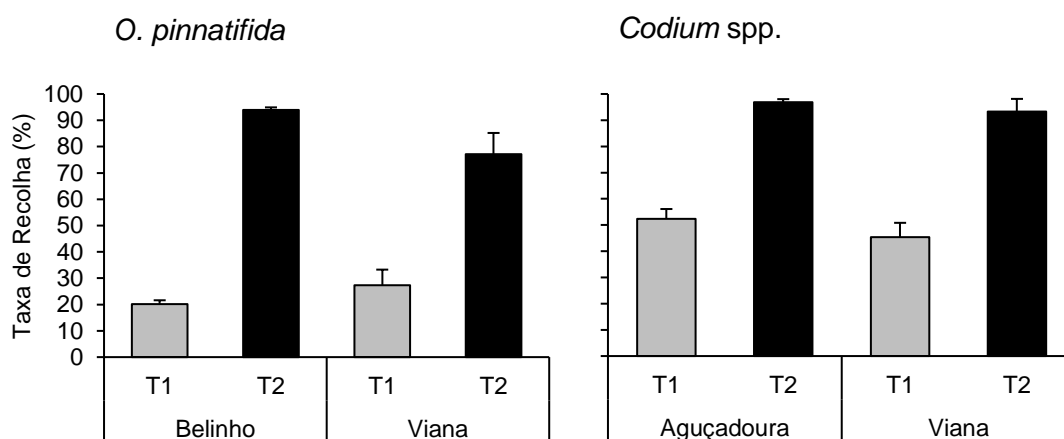


Fig. 8 - Taxa de recolha no início da experiência das espécies-alvo, nas Praias onde decorreram as experiências, pela aplicação dos Tratamentos de corte (T1) e arranque (T2).

Tabela 1: Resumo da ANOVA relativa aos valores das taxas de recolha de *Osmundea pinnatifida* e *Codium* spp. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.

	Fontes	gl	SQ	QM	F	P
<i>Osmundea pinnatifida</i>	Entre amostras					
	Praia = P	1	69,80	69,80	9,87	0,035
	Bloco= B'(P')	4	28,3	7,08	-	-
	Dentro das amostras					
	Tratamento = T	1	11457,40	11457,40	26,55	0,122
	T*P'	1	431,60	431,60	2,92	0,163
	Erro residual	4	591,1	147,78	-	-
<i>Codium</i> spp.	Entre amostras					
	Praia = P	1	83,65	83,65	1,66	0,267
	Bloco= B'(P')	4	201,26	50,32	-	-
	Dentro das amostras					
	Tratamento = T	1	6407,3	6407,30	735,63	0,023
	T*P'	1	8,71	8,71	0,17	0,705
	Erro residual	4	210,89	52,72	-	-

3.1.2 Variação de biomassa

Para *O. pinnatifida*, na Praia de Belinho (Figura 9), os Tratamentos realizaram-se em abril de 2018 (M0), tendo sido seguidos imediatamente pela amostragem para determinação da biomassa restante. A amostragem voltou a realizar-se nos meses seguintes, exceto em dezembro (M8) e junho (M14), quando as condições do mar não o permitiram. Após a realização dos Tratamentos, houve um aumento de biomassa até ao fim da Primavera em Controlo e Corte e até ao início do Verão em Arranque, tendo-se posteriormente iniciado um declínio, que se aproximou do zero, entre o fim do Verão e o princípio do Inverno, em Controlo e nos dois Tratamentos. A partir de janeiro 2019 (M9), iniciou-se um aumento gradual da biomassa em Controlo e nos dois Tratamentos, sendo mais forte em Corte e mais moderado em Arranque, até ao início da Primavera, sem nunca atingir, para cada Tratamento, os valores alcançados anteriormente, iniciando-se nova descida em março (M11) até ao princípio do Verão.

Na Praia de Viana (Figura 9), os Tratamentos realizaram-se em maio de 2018 (M1), uma vez que as condições do mar não o permitiram em abril de 2018 (M0), tendo sido seguidos imediatamente pela amostragem para determinação da biomassa restante. A amostragem voltou a realizar-se nos meses seguintes, exceto em novembro (M7), dezembro (M8) e junho (M14), quando as condições do mar não o permitiram. Ao contrário do verificado em Belinho, após a realização dos Tratamentos, a biomassa em Controlo declinou até ao início da Primavera do ano seguinte (2019), aproximando-se do zero. A biomassa em Corte, após declinar até ao princípio do Verão, aumentou ligeiramente no mês seguinte, antes de diminuir de novo até ao início do Inverno, aproximando-se do zero. A biomassa em Arranque manteve-se sempre próxima de zero neste período. No início da Primavera de 2019 deu-se um aumento de biomassa semelhante em Controlo e nos dois Tratamentos, aproximando-se dos valores iniciais em Controlo e Corte e superiores em Arranque, tendo voltado a declinar até ao fim da Primavera, devido ao crescimento de *Ulva spp.*, que cobriu, de forma parcial e temporária a área dos quadrados fixos. O valor de biomassa em Controlo voltou a subir, atingindo no Verão valores semelhantes aos do início da experiência, enquanto que em Corte e Arranque, o crescimento foi mais modesto, atingindo valores inferiores aos iniciais para Corte e superiores em Arranque.

Globalmente, o padrão apresentado pela biomassa para *O. pinnatifida* mostra os valores mais elevados na Primavera e no Verão, e os mais baixos no Outono e no Inverno.

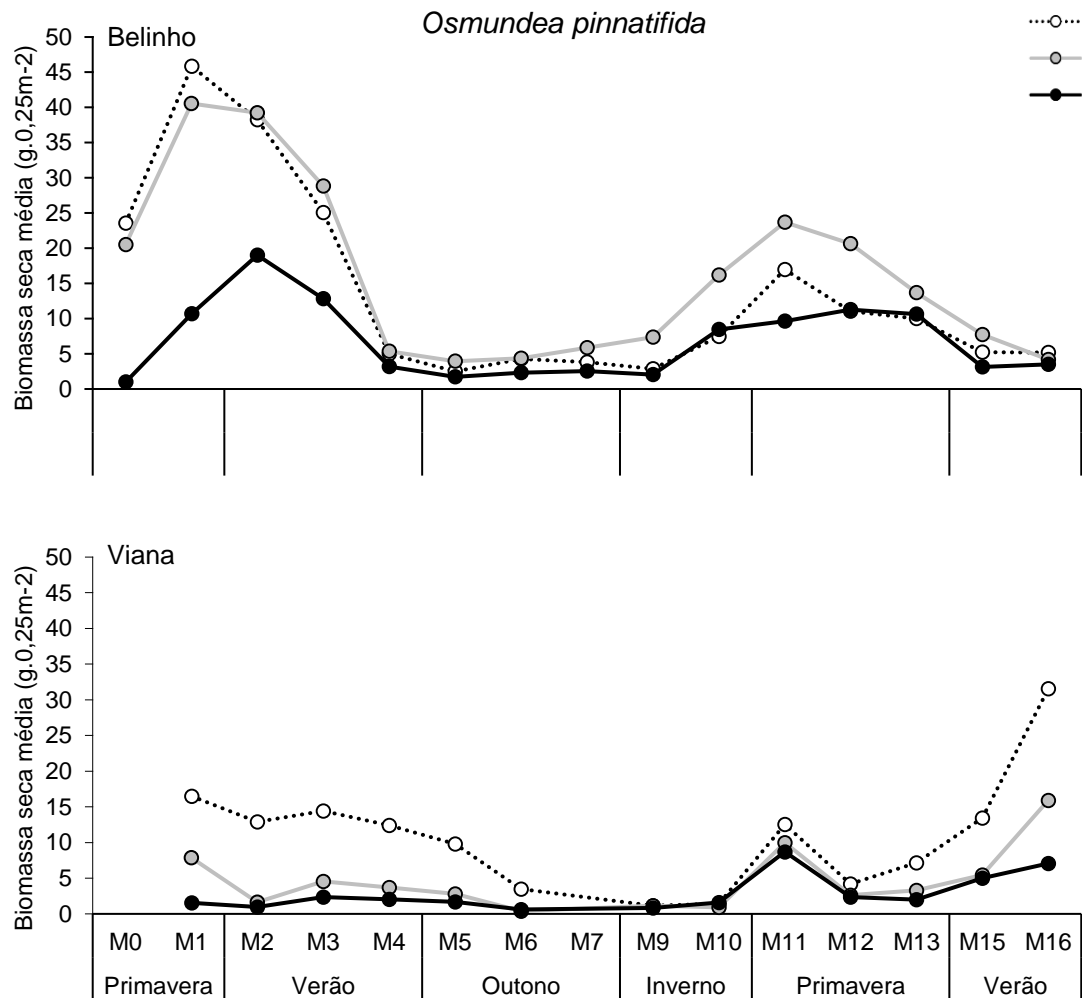


Fig. 9 - Seguimento da biomassa seca média (g.0,25m⁻²) da espécie-alvo *Osmundea pinnatifida* durante o decorrer da experiência (de abril 2018 (M0) a agosto 2019 (M16) nas Praias de Belinho (em cima) e de Viana (em baixo) (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). Nos meses M0 e M7 em Viana não foi possível obter dados porque as condições do mar não o permitiram.

Para *Codium* spp., na Praia de Aguçadoura (Figura 10), os Tratamentos realizaram-se em julho de 2018 (M0), tendo sido seguidos imediatamente pela amostragem para determinação da biomassa restante. A amostragem voltou a realizar-se nos meses seguintes, exceto em novembro (M4), dezembro (M5) e junho (M11), quando as condições do mar não o permitiram. Após a realização dos Tratamentos, a biomassa em Controlo manteve-se constante e em Corte aumentou até ao princípio do Outono, tendo a partir daí declinado até ao início do Inverno, aproximando-se do zero, enquanto que se manteve sempre próxima desse valor em Arranque. Até ao princípio da Primavera, o valor de Biomassa manteve-se próxima de zero em Controlo e nos dois Tratamentos, aumentando posteriormente de forma similar em Controlo e Corte, atingindo no Verão de 2019 valores semelhantes aos iniciais em Corte, enquanto que em Arranque manteve valores próximo de zero nesse período.

Na Praia de Viana (Figura 10), os Tratamentos realizaram-se em julho de 2018 (M0), tendo sido seguidos imediatamente pela amostragem para determinação da biomassa restante. A amostragem voltou a realizar-se nos meses seguintes, exceto em novembro (M4), dezembro (M5) e junho (M11), quando as condições do mar não o permitiram. Após os Tratamentos, deu-se uma forte subida de biomassa em Controlo, um ligeiro declínio em Corte e um crescimento moderado em Arranque até ao fim do Verão, tendo a partir desse momento ocorrido um declínio na biomassa em Controlo e nos dois Tratamentos até ao fim do Outono, aproximando-se do zero. A partir do fim da Primavera começou a dar-se crescimento na biomassa em Controlo e nos dois Tratamentos, atingindo no Verão de 2019 valores inferiores aos iniciais em Controlo, próximos em Corte e superiores em Arranque.

Globalmente, o padrão apresentado pela biomassa para *Codium* spp. mostra valores mais elevados no Verão e no Outono e os mais baixos no Inverno e na Primavera.

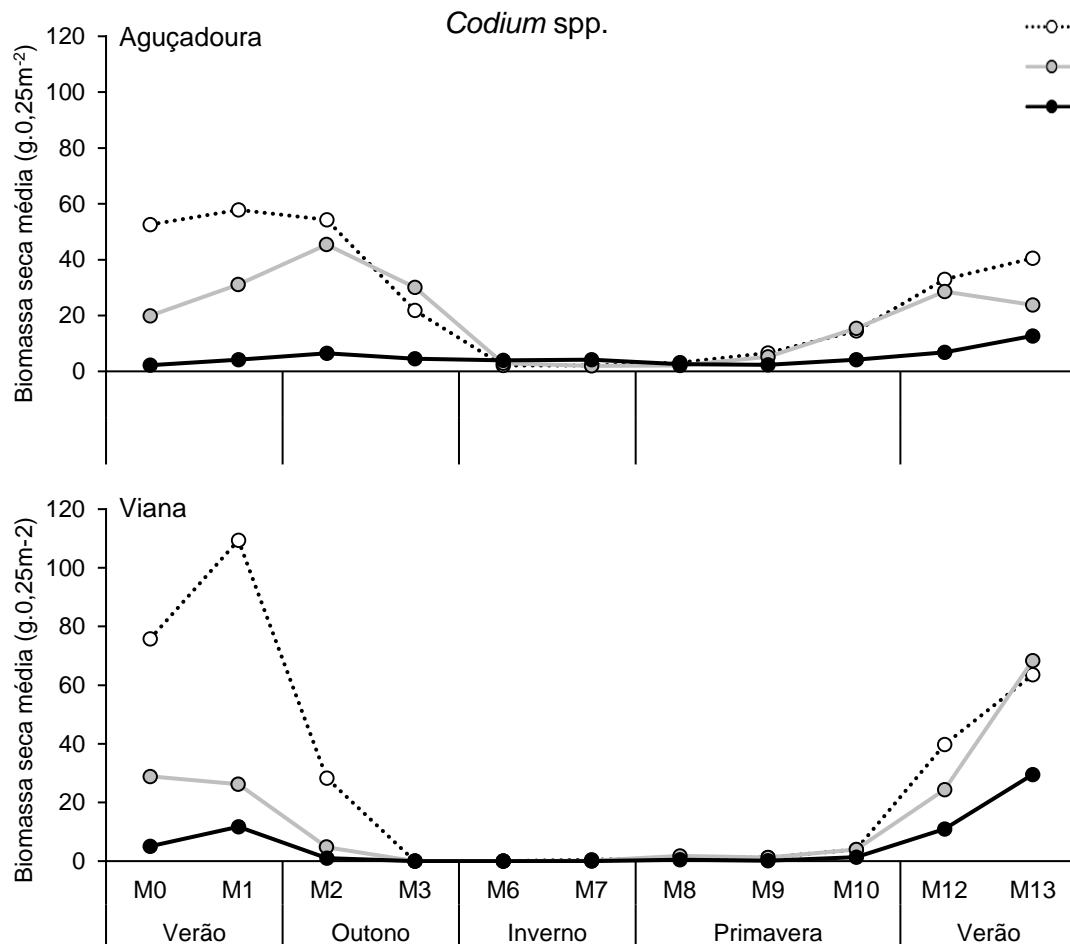


Fig. 10 - Seguimento da biomassa seca média (g.0,25m⁻²) da espécie-alvo *Codium spp.* durante o decorrer da experiência (de julho 2018 (M0) agosto 2019 (M13) nas Praias de Aguçadoura (em cima) e de Viana (em baixo) (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque).

Para as análises de variância (ANOVA) não se usaram os dados obtidos em todos os meses de amostragem nas duas Praias, uma vez que em certos casos não foi possível obter dados na Praia correspondente, devido às condições do mar, não permitindo a realização de comparações.

Assim, para *O. pinnatifida*, nas ANOVA foram considerados os meses segundo os gráficos abaixo (Figura 11). Detetaram-se diferenças estatisticamente significativas na biomassa entre Praias em M0/1, M2/3, M3/4 e M15/16; a interação entre Praia e Tratamento foi estatisticamente significativa em M1/2 e M9/10; não se tendo detetado quaisquer diferenças significativas nos restantes meses (Figura 16 e Tabela 8 em anexo). Esse padrão foi comprovado pela ANOVA com medidas repetidas (incorporando o fator Mês) que detetou uma interação estatisticamente significativa entre os fatores Praia, Tratamento e Mês, ($F_{18; 72}=2,20$; $p < 0.05$; Tabela 2), o que significa que estes fatores não são independentes uns dos outros e que os diferentes

Tratamentos e as duas Praias, em termos de biomassa, não seguem o mesmo padrão de mês para mês.

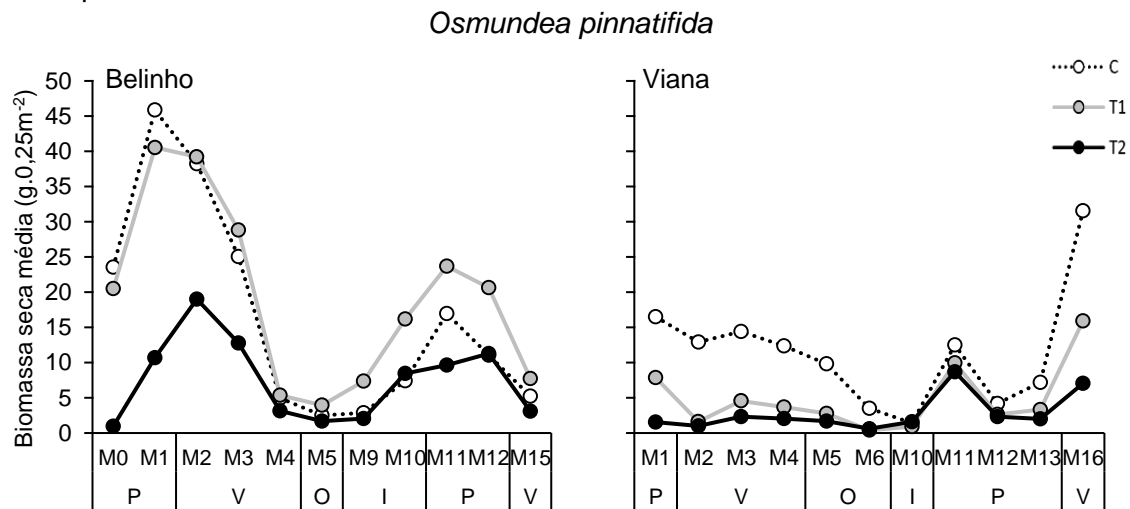


Fig. 11 - Valores de biomassa seca média (g.0,25m⁻²) de *Osmundea pinnatifida*, nas Praias de Belinho (esquerda) e de Viana (direita) nos meses de amostragem (M) em que se realizaram ANOVA (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). V (Verão), O (Outono), I (Inverno), P (Primavera).

Tabela 2: Resumo da análise de variância ANOVA das Medidas Repetidas da biomassa de *Osmundea pinnatifida*. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.

Fonte	gl	SQ	QM	F	p
Entre amostras					
Praia = P	1	3138,39	3138,39	7,01	0,057
Bloco = B'(P)	4	1791,63	447,91	-	
Dentro das amostras					
Tratamento = T	2	2126,67	1063,34	2,29	0,304
Mês = M	9	6014,91	668,32	0,96	0,526
P*T	2	928,13	464,06	3,01	0,106
P*M	9	6285,11	698,35	15,52	0,000
T*M	18	1733,47	96,30	1,56	0,177
P*T*M	18	1111,55	61,75	2,20	0,010
Error	72	2022,32	28,09		

Para *Codium* spp., nas ANOVA com meses considerados separadamente (Figura 12), detetaram-se diferenças estatisticamente significativas na biomassa entre Praias em M3, M6, M7, M10 e M13, no fator Tratamento em M0 e M12; não se tendo detetado quaisquer diferenças significativas nos restantes meses (Figura 16 e Tabela 9 em anexo). As diferenças estatisticamente significativas no fator Tratamento em M0

reflete a diferença significativa encontrada na taxa de recolha entre Tratamentos, uma vez que a amostragem ocorreu após a recolha. Esse padrão foi comprovado pela ANOVA com medidas repetidas (incorporando o fator Mês) que detetou uma interação estatisticamente significativa entre os fatores Praia e Mês ($F_{9; 72}=6,58$; $p < 0.05$; Tabela 3); e entre os fatores Tratamento e Mês, ($F_{18; 72}=4,03$; $p < 0.05$; Tabela 3), o que significa que estes fatores não são independentes uns dos outros e que os diferentes Tratamentos e as duas Praias, em termos de biomassa, não seguem o mesmo padrão de mês para mês.

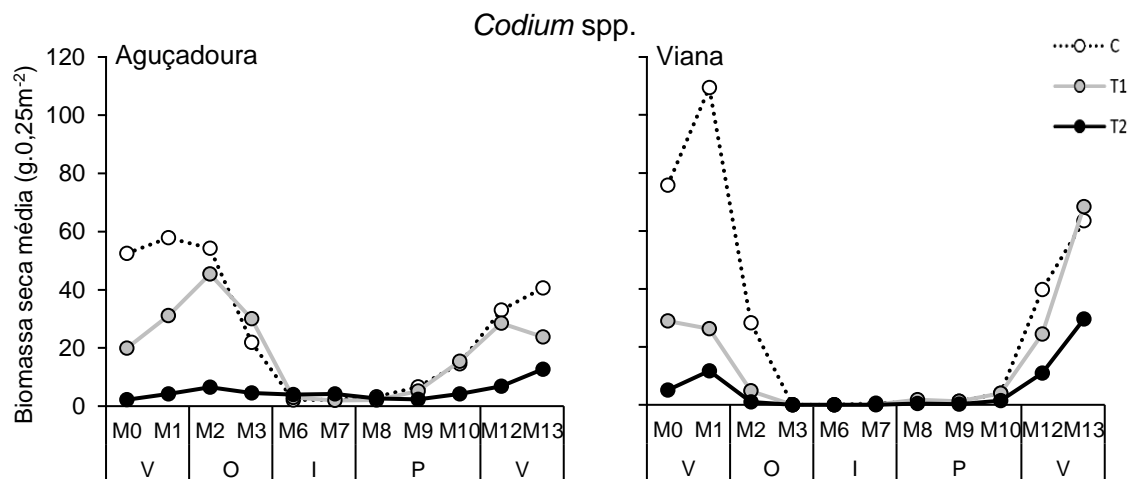


Fig. 12 - Valores de biomassa seca média (g.0,25m⁻²) de *Codium spp.*, nas Praias de Aguçadoura (esquerda) e de Viana (direita) nos meses de amostragem (M) em que se realizaram ANOVA (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). V (Verão), O (Outono), I (Inverno), P (Primavera).

Tabela 3: Resumo da análise de variância ANOVA das Medidas Repetidas da biomassa de *Codium spp.* A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.

Fonte	gl	SQ	QM	F	p
Entre amostras					
Praia = P	1	82,8	82,8	0,07	0,805
Bloco = B'(P)	4	4755,1	1188,8	-	
Dentro das amostras					
Tratamento = T	2	10675,7	5337,9	26,51	0,036
Mês = M	9	39055,4	4339,5	4,06	0,024
P*T	2	402,6	201,3	0,15	0,865
P*M	9	9616,1	1068,5	6,58	0,000
T*M	18	18181,0	1010,1	4,03	0,002
P*T*M	18	4508,7	250,5	1,48	0,122
Error	72	12166,0	169,0		

Em M0 e M12, tendo sido detetadas diferenças estatisticamente significativas na biomassa de *Codium spp.* para o fator Tratamento, foi necessário determinar qual a relação entre as biomassas em Controlo e nos dois Tratamentos, pelo meio de comparações múltiplas *a posteriori*, usando o Teste SNK. Contudo, o respetivo procedimento não permitiu determinar uma alternativa à hipótese nula em ambas as situações.

3.1.3 Recuperação de biomassa

Para *O. pinnatifida*, na Praia de Belinho (Figura 13), o indicador recuperação de biomassa aumentou em Arranque, passando de negativa a ser positiva, manteve-se estável em Corte e diminuiu em Controlo até ao início do Verão de 2018. A partir daí observou-se um declínio, passando a ser negativa em Controlo e nos dois Tratamentos a partir do fim do Verão até ao fim do estudo. A taxa de recuperação em Controlo começou a crescer a partir do princípio do Inverno até ao início da Primavera, voltando a diminuir até ao Verão, aproximando-se dos -80 %. Em Corte voltou a subir a partir do Outono até ao início da Primavera de 2019, voltando a diminuir até ao Verão, aproximando-se dos -70 %. Em Arranque começou a crescer a partir do princípio do Inverno, até ao fim da Primavera, voltando a diminuir até ao Verão, aproximando-se dos -80 %.

Na Praia de Viana (Figura 13), o indicador recuperação de biomassa em Controlo e nos dois Tratamentos começou negativa, mantendo-se constante em Controlo até ao fim do Verão de 2018, a partir daí diminuindo até ao fim do Inverno. Em Corte, subiu até ao princípio do Outono, declinou até ao fim dessa estação e voltou a subir até ao fim do Inverno. Em Arranque, após uma ligeira subida, diminuiu até ao fim do Outono, antes de nova subida ligeira até ao fim do Inverno. No início da Primavera de 2019, a taxa de recuperação subiu fortemente em Corte e Arranque, passando a ser positiva, e de forma mais moderada em Controlo, antes de diminuir no mês seguinte, voltando a ser negativa para os dois Tratamentos. Após uma ligeira subida em Controlo e uma ligeira descida em Corte e Arranque até ao fim da Primavera, a taxa de recuperação em Controlo e nos dois Tratamentos subiu fortemente de novo até ao fim do Verão, aproximando-se dos 100 % em Controlo, 50 % em Corte e próximo do Zero em Arranque.

Globalmente, o padrão apresentado pelo indicador recuperação de biomassa para *O. pinnatifida* mostra uma queda no Verão e Outono, estabilidade em valores

baixos no fim do Outono e no Inverno e uma subida no fim do Inverno e início da Primavera.

Também neste caso, as ANOVA revelaram uma interação significativa entre os fatores Praia e Mês ($F_{9; 72}=12,14$; $p < 0.05$; Tabela 4) e entre os fatores Tratamento e Mês ($F_{18; 72}=2,64$; $p < 0.05$; Tabela 4), indicando que estes fatores não são independentes uns dos outros e que os diferentes Tratamentos e as duas Praias, em termos de recuperação da biomassa, não seguem o mesmo padrão de mês para mês.

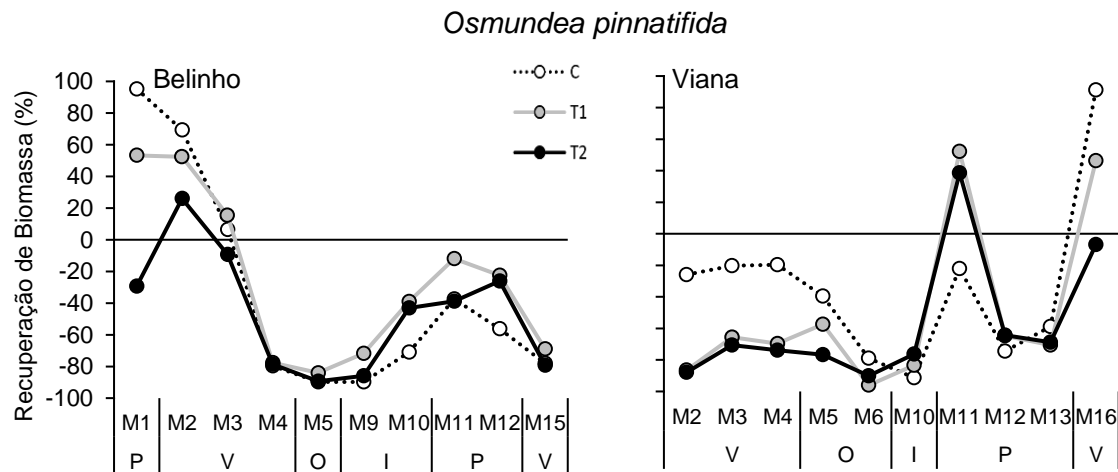


Fig. 13 - Recuperação da biomassa seca média ($g.0,25m^{-2}$) de *Osmundea pinnatifida*, nas Praias de Belinho (esquerda) e de Viana (direita) nos meses de amostragem (M) em que se realizaram ANOVA (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). V (Verão), O (Outono), I (Inverno), P (Primavera).

Tabela 4: Resumo da análise de variância ANOVA das Medidas Repetidas da recuperação da biomassa de *Osmundea pinnatifida*. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.

Fonte	gl	SQ	QM	F	p
Entre amostras					
Praia = P	1	6952	6952	0,77	0,429
Bloco = B'(P)	4	36017	9004	-	
Dentro das amostras					
Tratamento = T	2	10729	5365	2,66	0,273
Mês = M	9	158527	17614	0,77	0,652
P*T	2	4033	2017	1,99	0,199
P*M	9	207120	23013	12,14	0,000
T*M	18	46317	2573	2,64	0,023
P*T*M	18	17550	975	0,92	0,556
Error	72	76147	1058		

Para *Codium spp.*, na Praia de Aguçadoura (Figura 14), o indicador recuperação de biomassa começou positivo em Controlo no Verão de 2018, a partir daí foi diminuindo até ao início do Inverno, depois manteve-se estável até à Primavera, e voltou a subir até ao Verão de 2019, aproximando-se dos -20 %. A taxa de recuperação em Corte começou negativo no Verão de 2018, aumentou no início do Outono, passando a positivo, antes de diminuir até ao princípio do Inverno, manteve-se constante até ao início da Primavera, e voltou a subir até ao princípio do Verão de 2019, diminuindo ligeiramente no mês seguinte, aproximando-se dos -50 %. A taxa de recuperação em Arranque manteve-se sempre negativa, subindo ligeiramente no início do Outono, diminuindo ligeiramente até ao princípio da Primavera, antes de subir de forma progressivamente mais intensa até ao Verão de 2019, aproximando-se dos -70 %.

Na Praia de Viana (Figura 14), a taxa de recuperação em Controlo começou positiva e nos dois Tratamentos negativa no Verão de 2018, diminuindo em Controlo e nos dois Tratamentos até ao Outono. A taxa de recuperação em Controlo e nos dois Tratamentos manteve-se estável até ao fim da Primavera, subindo partir daí até ao Verão de 2019, tornando-se positiva em Corte, aproximando-se dos 40 %, e em Controlo, ficando ligeiramente acima de zero, mantendo-se negativa em Arranque, aproximando-se dos -50 %.

Globalmente, o padrão apresentado pelo indicador recuperação de biomassa para *Codium spp.* mostra uma queda no Verão e Outono, estabilidade em valores baixos no Inverno e início da Primavera e uma subida no fim da Primavera e Verão.

As análises de variância ANOVA revelaram uma interação significativa entre os fatores Praia e Mês ($F_{18; 72} = 18,70$; $p < 0.05$; Tabela 5) e entre os fatores Tratamento e Mês ($F_{9; 72} = 3,98$; $p < 0.05$; Tabela 5), tal como ocorreu com *O. pinnatifida*, indicando que estes fatores não são independentes uns dos outros e que os diferentes Tratamentos e as duas Praias, em termos de recuperação da biomassa, não seguem o mesmo padrão de mês para mês.

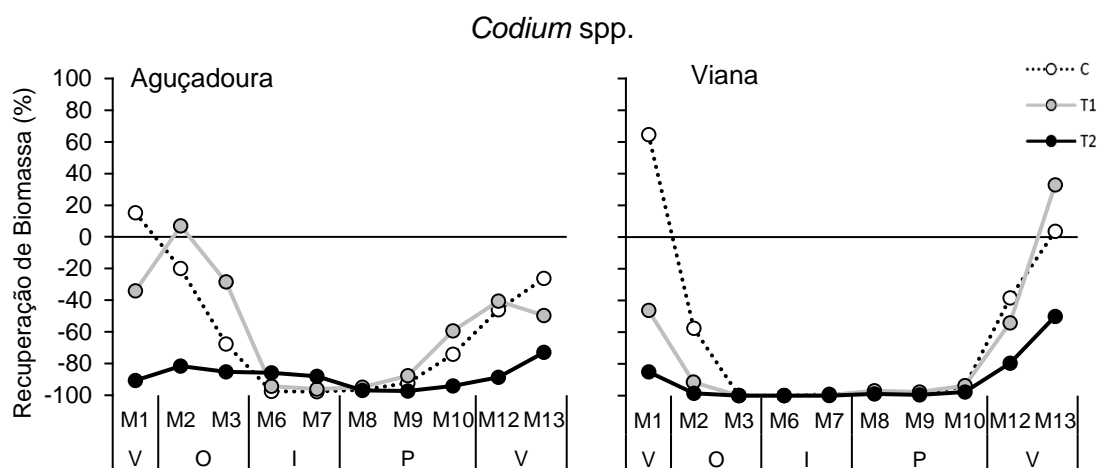


Fig. 14 - Recuperação da Biomassa seca média ($g.0,25m^{-2}$) de *Codium* spp., Praias de Aguçadoura (esquerda) e de Viana (direita) nos meses de amostragem (M) em que se realizaram ANOVA (foram omitidos erros padrão por questão de clareza). Tracejado - C (Controlo), Cinzento - T1 (Corte), Preto - T2 (Arranque). V (Verão), O (Outono), I (Inverno), P (Primavera).

Tabela 5: Resumo da análise de variância ANOVA das Medidas Repetidas da recuperação da biomassa de *Codium* spp. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios.

Fonte	gl	SQ	QM	F	p
Entre amostras					
Praia = P	1	2240,2	2240,2	8,73	0,042
Bloco = B'(P)	4	1027,0	256,7	-	
Dentro das amostras					
Tratamento = T	2	27628,8	13814,4	12,59	0,74
Mês = M	9	124213,1	13801,5	4,30	0,020
P*T	2	2194,3	1097,1	0,54	0,603
P*M	9	28857,4	3206,4	18,70	0,000
T*M	18	53153,1	2952,9	3,98	0,003
P*T*M	18	13350,6	741,7	1,34	0,190
Error	72	39857,0	553,6		

3.2 Espécies acompanhantes

A análise multivariada revela que o fator Praia foi o que mais influenciou as associações de macroalgas, tal como é possível observar através das representações nMDS das espécies-alvo, *O. pinnatifida* e *Codium* spp. (Figura 15), cada uma delas incluindo duas Praias, Belinho e Viana, para *O. pinnatifida*, e Aguçadoura e Viana, para *Codium* spp., notando-se uma visível convergência entre o Controlo e os dois Tratamentos em cada Praia em ambas as espécies.

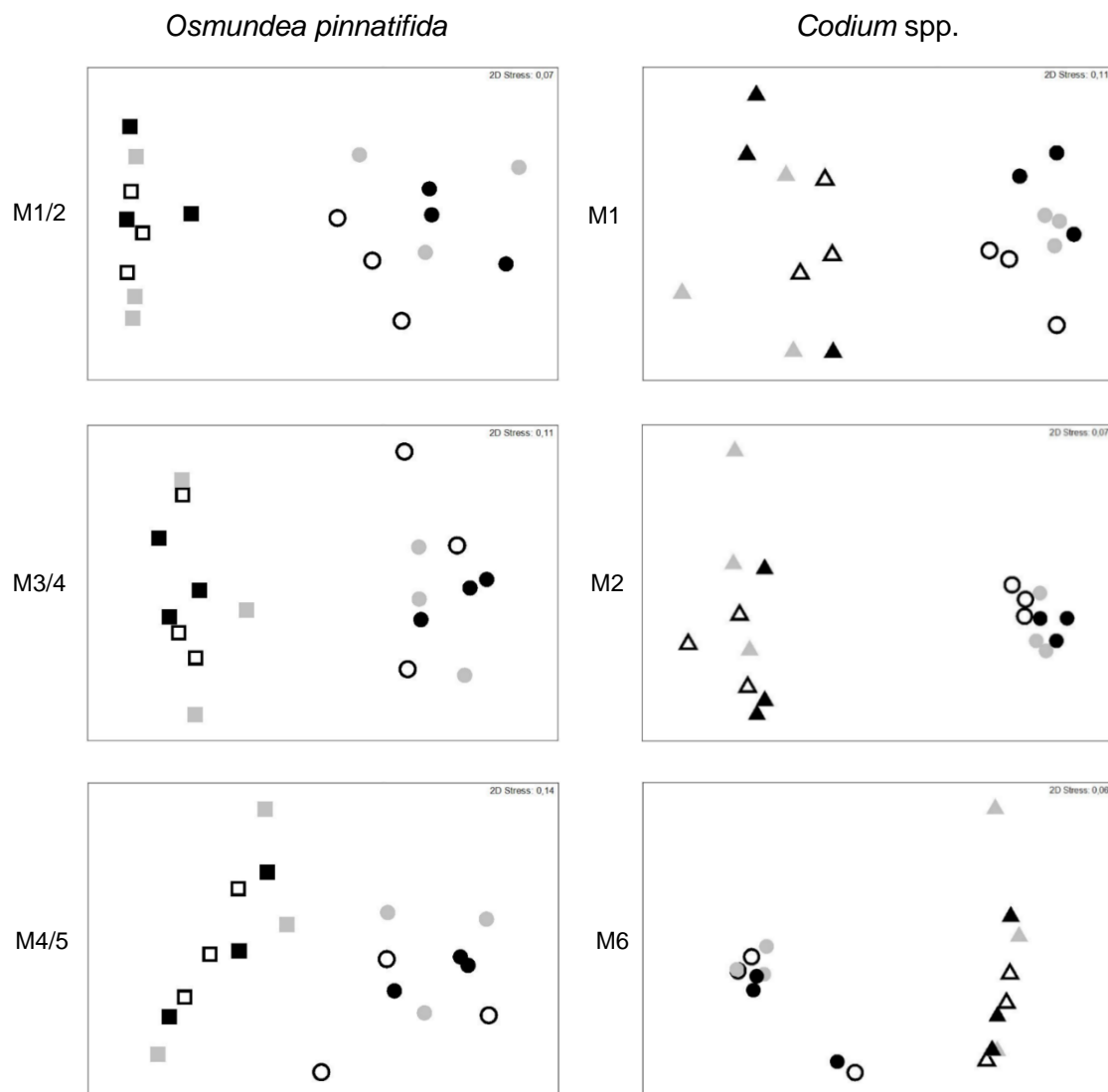


Fig.15 - Representações nMDS da influência dos fatores Praia e Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha das espécies-alvo *Osmundea pinnatifida* e de *Codium* spp., nas Praias de Aguçadoura, Belinho e Viana, em cada mês de amostragem (M). Para simplificação gráfica, M15/16 em *O. pinnatifida* não representado. Praias: Triângulos - Aguçadoura, Quadrados - Belinho, Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco, - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.

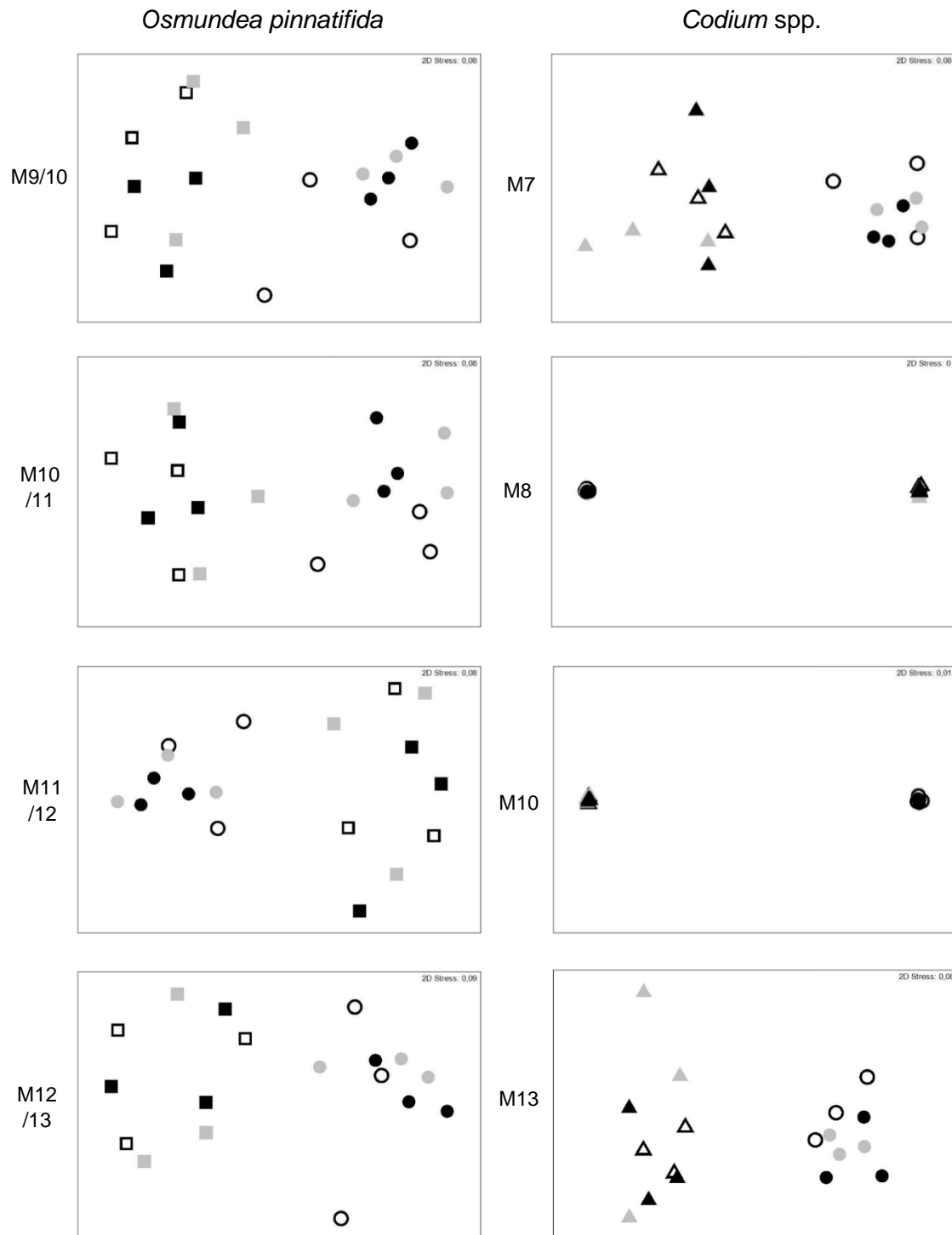


Fig. 15 - (Continuação): Representações nMDS da influência dos fatores Praia e Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha das espécies-alvo *Osmundea pinnatifida* e de *Codium spp.*, nas Praias de Aguçadoura, Belinho e Viana, em cada mês de amostragem (M). Para simplificação gráfica, M15/16 em *O. pinnatifida* não representado. Praias: Triângulos - Aguçadoura, Quadrados - Belinho, Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco, - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.

Relativamente à experiência com *O. pinnatifida*, para a análise de variância permutativa multivariada PERMANOVA não se usaram os dados obtidos em todos os meses de amostragem, uma vez que em certos casos não foi possível obter dados na

Praia correspondente, devido às condições do mar, não permitindo a realização de comparações. Em cada mês, desde M1/2 (maio/junho 2018) até M15/16 (julho/agosto 2019), detetaram-se diferenças significativas no fator Praia (tabela 10 em anexo). A análise SIMPER (tabela 6) revelou que as associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* variaram ao longo dos meses de amostragem entre ambas as Praias, mas algumas espécies se mantiveram constantes. A espécie que mais contribuiu para a dissimilaridade entre as Praias, em todos os meses de amostragem, exceto em M15/16, foi *Chondrachantus acicularis*, mais abundante em Viana, e *Ulva* spp. em M15/16, mais abundante em Belinho. Outras espécies que contribuíram para a dissimilaridade foram *Sabellaria alveolata*, e *O. pinnatifida*, mais abundantes em Belinho, e *Gymnogongrus crenulatus*, mais abundante em Viana.

No caso da experiência com *Codium* spp., para os meses em que foram obtidos dados de ambas as Praias, desde M1 (agosto 2018) até M13 (agosto 2019), detetaram-se diferenças significativas no fator Praia (tabela 11 em anexo). A análise SIMPER (tabela 7) revelou que as associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* variaram ao longo dos meses de amostragem entre ambas as Praias, mas algumas espécies se mantiveram constantes. A espécie que mais contribuiu para a dissimilaridade entre as Praias, ao longo de todos os meses de amostragem, foi *Chondrachantus acicularis*, mais abundante em Viana. Outras espécies que contribuíram para a dissimilaridade foram *Sabellaria alveolata*, *Bifurcaria bifurcata* e *Calliblepharis jubata*, mais abundantes em Aguçadoura, e *Chondria coerulescens*, mais abundante em Viana.

Tabela 6: Resumo das análises SIMPER da experiência com *Osmundea pinnatifida*, nas Praias de Belinho e Viana. Para cada um dos meses de amostragem (M), estão listadas as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as Praias. Abund média B e Abund média V: percentagem média de cobertura (não transformada) para cada uma das Praias, Belinho (BEL) e Viana (VIA); Diss/DP: medida de variação entre pares de amostras, de acordo com a espécie em questão; Contrib (%): percentagem de contribuição das espécies para a média de dissimilaridade total entre os dois grupos; Cum (%): contribuição cumulativa das espécies listadas.

Espécies	Abund média BEL	Abund média VIA	Diss média	Diss/PP	Contrib (%)	Cum (%)
M1/2 - Dissimilaridade média = 65,16						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,59	4,96	10,61	3,00	16,29	16,29
<i>Osmundea pinnatifida</i>	4,97	1,95	7,62	1,78	11,70	27,98
<i>Sabellaria alveolata</i>	3,95	1,18	6,94	1,83	10,65	38,63
<i>Polysiphonia</i> spp.	1,82	0,00	4,47	1,92	6,85	45,49
<i>Lomentaria articulata</i>	1,83	0,33	4,00	1,38	6,14	51,63

Continua na página seguinte

Continuação da página anterior

Espécies	Abund	Abund	Diss	Diss/PP	Contrib	Cum
	média	média	média		(%)	(%)
M3/4 - Dissimilaridade média = 55,24						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,74	5,57	9,69	2,45	17,54	17,54
<i>Sabellaria alveolata</i>	4,89	2,84	4,54	2,13	8,22	25,76
<i>Osmundea pinnatifida</i>	4,35	2,26	4,39	1,67	7,95	33,71
Algas não identificadas	0,00	1,59	3,15	1,90	5,70	39,41
Algas vermelhas não id.	1,38	0,00	2,90	0,97	5,25	44,66
<i>Ulva</i> spp.	5,09	4,86	2,65	1,49	4,80	49,47
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	0,39	1,53	2,63	1,33	4,77	54,23
M4/5 - Dissimilaridade média = 51,02						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	1,47	6,28	9,35	2,21	18,32	18,32
<i>Ulva</i> spp.	6,56	4,20	4,51	1,67	8,85	27,16
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	0,54	2,07	3,22	1,42	6,31	33,47
<i>Calliblepharis jubata</i>	1,65	0,00	3,16	1,18	6,20	39,67
<i>Corallina/Ellisolandia</i> spp.	2,00	1,24	3,03	1,34	5,94	45,61
<i>Sabellaria alveolata</i>	3,53	2,74	2,45	1,18	4,8	50,41
M9/10 - Dissimilaridade média = 47,56						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,85	6,01	11,83	2,39	24,88	24,88
<i>Sabellaria alveolata</i>	7,55	5,02	5,70	1,96	11,98	36,86
<i>Ulva</i> spp.	2,82	3,24	4,09	1,46	8,61	45,47
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	0,00	1,63	3,64	2,48	7,65	53,12
M10/11 - Dissimilaridade média = 42,87						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,79	6,14	11,72	2,91	27,34	27,34
<i>Sabellaria alveolata</i>	7,15	3,27	8,35	2,88	19,48	46,82
<i>Ulva</i> spp.	3,09	4,09	3,41	1,38	7,96	54,77
M11/12 - Dissimilaridade média = 47,10						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,86	5,17	8,92	2,84	18,94	18,94
<i>Sabellaria alveolata</i>	5,98	3,25	5,53	2,24	11,75	30,68
<i>Ulva</i> spp.	3,42	5,87	5,23	1,77	11,11	41,80
<i>Osmundea pinnatifida</i>	3,51	1,85	3,63	1,45	7,70	49,50
<i>Plocamium cartilagineum</i>	1,30	0,18	2,41	1,24	5,11	54,61
M12/13 - Dissimilaridade média = 48,19						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,86	5,14	8,36	3,21	17,34	17,34
<i>Sabellaria alveolata</i>	4,82	1,91	5,60	1,83	11,62	28,95
<i>Osmundea pinnatifida</i>	3,44	1,97	3,18	1,57	6,60	35,55
<i>Ulva</i> spp.	5,09	6,17	3,07	1,56	6,36	41,91
<i>Ahnfeltiopsis devoniensis</i>	0,00	1,36	2,59	2,32	5,38	47,29
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	0,00	1,20	2,29	2,18	4,76	52,05
M15/16 - Dissimilaridade média = 55,02						
<i>Ulva</i> spp.	7,50	3,37	8,38	2,72	15,23	15,23
<i>Sabellaria alveolata</i>	2,73	0,00	5,37	1,70	9,76	24,99
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,85	2,97	5,03	1,59	9,14	34,13
<i>Codium</i> spp.	1,31	3,94	4,46	1,42	8,11	42,25
<i>Calliblepharis jubata</i>	1,76	0,00	3,41	1,39	6,20	48,45
<i>Osmundea pinnatifida</i>	2,31	3,80	3,41	1,26	6,19	54,64

Tabela 7: Resumo das análises SIMPER da experiência com *Codium* spp. nas Praias de Aguçadoura e Viana. Para cada um dos meses de amostragem (M), estão listadas as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as Praias. Abund média A e Abund média V: percentagem média de cobertura (não transformada) para cada uma das Praias, Aguçadoura (AGU) e Viana (VIA); Diss/DP: medida de variação entre pares de amostras, de acordo com a espécie em questão; Contrib (%): percentagem de contribuição das espécies para a média de dissimilaridade total entre os dois grupos; Cum (%): contribuição cumulativa das espécies listadas.

Espécies	Abund média AGU	Abund média VIA	Diss média	Diss/PP	Contrib (%)	Cum (%)
M1 - Dissimilaridade média = 67,57						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,00	5,84	11,95	4,41	17,68	17,68
<i>Calliblepharis jubata</i>	2,97	0,00	6,08	1,57	9,00	26,68
<i>Sabellaria alveolata</i>	3,36	0,55	5,91	1,60	8,75	35,42
<i>Codium</i> spp.	3,63	4,39	5,44	1,37	8,06	43,48
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	2,12	0,00	4,54	0,88	6,72	50,20
M2 - Dissimilaridade média = 65,93						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,00	7,88	15,84	9,17	24,03	24,03
<i>Calliblepharis jubata</i>	3,48	0,00	7,01	2,39	10,63	34,65
<i>Codium</i> spp.	3,84	1,85	5,47	1,38	8,29	42,95
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	2,35	0,00	4,73	0,87	7,17	50,12
M6 - Dissimilaridade média = 62,83						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,00	7,34	16,47	3,38	26,22	26,22
<i>Sabellaria alveolata</i>	6,96	4,46	7,67	1,87	12,20	38,42
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	2,03	0,00	4,70	0,87	7,48	45,90
Algas vermelhas não id.	1,85	0,00	4,15	5,39	6,61	52,51
M7 - Dissimilaridade média = 71,90						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,00	7,51	17,39	4,43	24,18	24,18
<i>Sabellaria alveolata</i>	5,95	3,43	7,82	1,71	10,88	35,06
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	2,30	0,00	5,52	0,87	7,68	42,75
<i>Chondria coerulescens</i>	0,00	1,96	4,59	6,82	6,38	49,13
<i>Osmundea pinnatifida</i>	2,24	0,35	4,41	2,60	6,13	55,26
M8 - Dissimilaridade média = 65,66						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,00	8,42	17,97	10,25	27,36	27,36
<i>Sabellaria alveolata</i>	6,75	2,41	9,29	3,46	14,15	41,52
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	2,10	0,00	4,43	0,89	6,74	48,26
<i>Osmundea pinnatifida</i>	2,93	1,10	3,92	1,70	5,97	54,23
M10 - Dissimilaridade média = 70,67						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,00	7,22	13,99	7,83	19,80	19,80
<i>Sabellaria alveolata</i>	5,95	1,99	7,78	2,08	11,00	30,80
<i>Ophidocladus</i>						
<i>simpliciusculus</i>	0,00	2,77	5,35	5,84	7,57	38,38
<i>Osmundea pinnatifida</i>	2,92	0,53	4,63	2,31	6,55	44,93
<i>Calliblepharis jubata</i>	1,98	0,00	3,85	2,40	5,44	50,37
M13 - Dissimilaridade média = 56,65						
<i>Chondrachantus</i>						
<i>acicularis</i>	0,00	5,24	9,41	4,94	16,61	16,61
<i>Sabellaria alveolata</i>	5,49	1,56	7,58	2,57	13,38	29,98
<i>Codium</i> spp.	3,13	5,22	4,83	1,50	8,52	38,50
<i>Chondria coerulescens</i>	0,00	2,43	4,39	2,45	7,74	46,25
<i>Bifurcaria bifurcata</i>	2,11	0,00	3,94	0,94	6,96	53,21

As representações nMDS da espécie-alvo, *O. pinnatifida* (Figura 17 em anexo), para as Praias de Belinho e de Viana em separado, não evidenciaram convergência entre os Tratamentos, pelo que não se realizaram análises PERMANOVA.

De igual modo nas representações nMDS de *Codium* spp., nas Praias de Aguçadoura e de Viana em separado (Figura 18 em anexo), destaca-se a ausência de uma visível divergência entre Tratamentos na maior parte dos meses de amostragem. As exceções são as representações nMDS correspondentes aos meses M1 e M2, na Praia de Viana. A análise PERMANOVA realizada nesses meses (tabela 12 em anexo) apenas detetou diferenças estatisticamente significativas no mês M1 (agosto 2018) embora as comparações *pairwise post hoc* realizadas não tenham sido conclusivas quanto às diferenças entre os diferentes níveis do Tratamento, pelo que não se realizou análise SIMPER.

4. Discussão

Os dados obtidos pelo presente estudo permitiram responder ao objetivo geral proposto, ou seja, adquiriu-se informação de base para a futura definição de planos de gestão dos ecossistemas dominados por macroalgas e regulamentação da sua recolha, contribuindo para sua gestão. As espécies-alvo e as associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* das Praias estudadas revelaram uma grande variabilidade espacial e temporal, que tem de ser tida em conta no desenho de medidas de gestão. Essa mesma variabilidade influenciou o cumprimento dos objetivos específicos, ou seja, a avaliação do efeito de dois métodos de recolha, a fim de definir futuras medidas de gestão para a recolha das espécies-alvo de forma sustentável e ecologicamente viável, não permitindo retirar conclusões com suporte estatístico sobre qual seria o Tratamento mais adequado ou eficaz. O efeito do fator Tratamento, e das interações no qual este fator esteve associado levou a diferenças significativas para as espécies-alvo num menor número de meses de amostragem do que o fator Praia e as interações a si associadas. A variabilidade entre as Praias, devido às especificidades da comunidade bentónica, e possivelmente dos fatores abióticos que a influenciam, condicionaram as respostas aos Tratamentos, mascarando as suas diferenças. Nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata*, o fator Praia foi sempre estatisticamente significativo, enquanto que o fator Tratamento, em cada Praia, só foi causa de diferença num único mês de amostragem.

4.1 Espécies-alvo

4.1.1 Taxa de recolha

Em *O. pinnatifida*, não se detetaram diferenças significativas na taxa de recolha entre Tratamentos através da ANOVA (Tabela 1), devido à variabilidade entre os quadrados. Como evidenciado nos gráficos da taxa de recolha (Figura 8), a não deteção de diferenças entre Tratamentos, deveu-se há existência de um elevado erro padrão. Detetaram-se diferenças significativas na taxa de recolha entre Praias, tendo sido recolhida mais biomassa média de *O. pinnatifida* na Praia de Belinho do que na Praia de Viana. Estas diferenças resultam de diferentes abundâncias nas duas Praias, que poderão dever-se a fatores bióticos que variam entre as mesmas, e que têm efeitos sobre macroalgas, como a herbivoria (Dethier, Williams, & Freeman, 2005; Williams, Bracken, & Jones, 2013), a competição (Edwards & Connell, 2012) e a ação humana, incluindo a poluição (Coelho, Rijstenbil, & Brown, 2000; Scherner *et al.*, 2013). As diferenças entre as Praias também se podem dever a fatores abióticos, como a

geomorfologia da costa (Schoch & Dethier 1996), a tipologia e topografia do substrato (Underwood, 2004), diferenças na exposição às ondas (Schoch *et al.*, 2006; Tuya & Haroun, 2006) e ainda eventos estocásticos como tempestades (Bertocci *et al.*, 2010; Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b).

Em *Codium* spp., pelo contrário, detetaram-se diferenças significativas na taxa de recolha entre Tratamentos através da análise de variância (Tabela 1), sendo superior no Arranque do que no Corte. Não se detetaram diferenças significativas na taxa de recolha entre Praias, indicando que no início da experiência as Praias de Aguçadoura e de Viana apresentavam abundâncias semelhantes de *Codium* spp. Assim, as zonas na Aguçadoura e em Viana, onde se localizaram os quadrados de amostragem da experiência com *Codium* spp., terão apresentando maior semelhança entre si do que as zonas onde se localizaram os quadrados da experiência com *O. pinnatifida*, em Belinho e Viana.

4.1.2 Variação e recuperação de biomassa

Em *O. pinnatifida*, a biomassa apresentou valores mais elevados na Primavera e no Verão, e os mais baixos no Outono e no Inverno (Figura 9). Estes resultados estão de acordo com o observado por Silva & Abreu (2014) durante uma experiência de cultivo desta espécie, em que foram obtidos picos de biomassa na Primavera e Verão, o que deverá relacionar-se com as condições favoráveis para o seu desenvolvimento existentes neste período, ou seja, maior luminosidade e temperatura. A evolução da biomassa nos diferentes Tratamentos não seguiu o mesmo padrão de ano para ano nas duas Praias estudadas, tendo sido atingidos valores máximos mais elevados na Primavera/Verão de 2019 do que na Primavera/Verão de 2018 na Praia de Belinho (Figura 9), enquanto que na Praia de Viana foi atingido um valor máximo mais reduzido no Verão de 2018 do que no Verão de 2019 (Figura 9). Esta variação de biomassa, mensal e anual, em Controlo e nos dois Tratamentos, em ambas as Praias, poderá dever-se à ocorrência de diferentes condições ambientais, de um ano para o outro. Comparando a Primavera de 2018 (março, abril e maio) com a de 2019, o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) classificou a primeira como extremamente chuvosa e a segunda como seca (IPMA, 2018a, 2019a). Quanto ao Verão (junho, julho, agosto), o de 2018 foi classificado como normal em relação à precipitação, enquanto que no de 2019, os meses de junho e agosto foram normais quanto à precipitação e o mês de julho foi considerado seco (IPMA, 2018b, 2019b, 2019c, 2019d). Ou seja, a variação interanual da precipitação foi mais elevada na Primavera do que no Verão, resultando estas diferenças em alterações na

luminosidade, a qual, quando excessiva, pode ser prejudicial ao desenvolvimento desta espécie (Cremades, 2015). Este autor, num estudo realizado nas regiões Espanholas da Galiza, Astúrias e Andaluzia, observou que esta espécie apresenta tipicamente a sua maior dimensão no Inverno e princípio da Primavera, sugerindo uma sensibilidade à excessiva luminosidade, enquanto que no Verão, as suas partes basais se mantêm, protegidas em fendas nas rochas. No presente estudo, a biomassa de *O. pinnatifida*, foi superior na Primavera de 2018 do que na Primavera de 2019 (Figura 9), possivelmente devido a esse fator. No Verão, a biomassa de *O. pinnatifida* foi superior em 2019 do que em 2018 (Figura 9), na Praia de Belinho, mas o oposto ocorreu na Praia de Viana (Figura 9), pelo que as diferenças entre Praias dever-se-ão mais a características locais (fatores bióticos e abióticos, anteriormente referidos) do que às condições meteorológicas. Assim, *O. pinnatifida* é uma espécie que sobrevive num equilíbrio entre a necessidade de luz e temperatura para ter condições para crescimento, e sensibilidade à excessiva luminosidade.

Tratando-se de uma espécie perene, e apesar da biomassa variar sazonalmente, a base de fixação da macroalga permanece no substrato, o que permite a sua recuperação, existindo para tal condições favoráveis (Cremades, 2015). Em Belinho (Figura 13), a recuperação manteve-se sempre negativa, ao contrário de Viana (Figura 13), onde, primeiro na Primavera, e depois no Verão, alcançaram valores positivos. Em Controlo, nas duas Praias, observaram-se picos de recuperação no princípio da Primavera de 2019, quando as condições de crescimento são mais propícias (Silva & Abreu, 2014), dando-se um segundo pico em Viana, no Verão. Em Corte e em Arranque, em ambas as Praias, os padrões de recuperação foram geralmente similares ao Controlo, embora tipicamente com menor crescimento. Na Praia de Viana, em agosto de 2019, nos Tratamentos Controlo e Corte, ocorreu recuperação de biomassa de *O. pinnatifida* para os valores iniciais da experiência, anteriores aos Tratamentos, e tendo-se aproximado no Tratamento Arranque. O mesmo não ocorreu na Praia de Belinho, possivelmente devido às diferenças dos fatores bióticos e abióticos entre as Praias.

Em *Codium spp.*, a biomassa mostra valores mais elevados no Verão e no Outono (Figura 10), devido à presença de condições de temperatura e luminosidade, favoráveis ao crescimento (Kang *et al.*, 2008), e os mais baixos no Inverno e na Primavera (Figura 10), quando essas condições estão ausentes. Os diferentes Tratamentos não seguem o mesmo padrão anual, embora de uma forma menos acentuada do que com *O. pinnatifida*, tendo a biomassa em Controlo sido menor no Verão de 2019 do que no Verão de 2018, em ambas as Praias, ocorrendo o oposto em

Corte e Arranque (Figura 10). Esta menor variação mensal e anual poderá dever-se à mais reduzida influência das condições ambientais de um ano para o outro, ao longo das estações, sobre *Codium* spp. Nos meses de amostragem M0 (julho de 2018) e M12 (julho de 2019) foram detetadas diferenças estatisticamente significativas na biomassa de *Codium* spp. para o fator Tratamento (Figura 16 e Tabela 9 em anexo). As diferenças no fator Tratamento em M0 foram um reflexo das diferenças significativas na taxa de recolha entre Tratamentos, uma vez que a amostragem ocorreu após a recolha. Tal como acontece com *O. pinnatifida*, trata-se de uma espécie perene, e apesar da biomassa variar sazonalmente, a base de fixação da alga permanece no substrato, o que permite a recuperação de biomassa, havendo as condições favoráveis para isso (Cremades, 2015). Assim, em ambas as Praias (Figura 14), o pico de recuperação deu-se no Verão de 2019, quando as condições para crescimento estão presentes (Kang *et al.*, 2008). A recuperação de biomassa de *Codium* spp. manteve-se negativa ao longo do tempo, exceto nos Tratamentos Controlo e Corte, na Praia de Viana, onde atingiu os valores iniciais, e tendo-se aproximado no Tratamento Arranque. O mesmo não ocorreu na Praia de Aguçadoura, possivelmente, uma vez mais, devido às diferenças dos fatores bióticos e abióticos entre as Praias.

4.2 Espécies acompanhantes

Em *O. pinnatifida*, as representações nMDS da influência dos fatores Tratamento e Praia nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* mostram divergência entre as Praias de Belinho e de Viana (Figura 15), em todos os meses de amostragem, sugerindo diferenças significativas, confirmadas pela análise de variância permutativa multivariada PERMANOVA (Tabela 10 em anexo). A análise SIMPER revelou quais foram as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as Praias de Belinho e de Viana (Tabela 6), demonstrando que ambas as Praias apresentam diferentes associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata*, que variaram ao longo do decorrer da experiência. Os efeitos dos Tratamentos realizados na espécie-alvo não se refletiram nas associações, ao contrário do que seria de esperar, uma vez que a recolha de macroalgas pode favorecer a sucessão ecológica, aumentando as espécies bentónicas, devido a menor competição interespecífica, disponibilidade de espaço de substrato e aumento de luz que alcança o substrato (Levitt *et al.*, 2002). O impacto da recolha de macroalgas pode ser considerado semelhante ao de perturbações naturais, tanto na remoção parcial ou total de populações e providenciando espaço para outros recursos que iniciam sucessão

ecológica. (Kelly *et al.*, 2001). Os efeitos imediatos do corte de macroalgas incluem a remoção de macroalgas do sistema, a destruição de epifauna e aumento da dessecação da epiflora, aumento de predação e erosão que contribui para a instalação de outras espécies. (Kelly *et al.*, 2001). Num estudo na Irlanda sobre a recolha de *Ascophyllum nodosum*, previa-se uma mudança no equilíbrio da comunidade, com 80 % de recuperação ao fim de 4 anos (Kelly *et al.*, 2001). Na remoção de *A. nodosum*, o crescimento de fucoides é esperado, devido à sua natureza oportunista e taxas de crescimento mais rápidas (Kelly *et al.*, 2001).

Em *Codium* spp., as representações nMDS da influência dos fatores Tratamento e Praia nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* mostram divergência entre as Praias de Aguçadoura e de Viana (Figura 15), em todos os meses de amostragem, sugerindo diferenças significativas, confirmadas pela análise de variância permutativa multivariada PERMANOVA (Tabela 11 em anexo). A análise SIMPER revelou quais foram as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as Praias de Aguçadoura e de Viana (Tabela 7), demonstrando que ambas as Praias apresentam diferentes associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata*, devido a fatores bióticos e abióticos, mencionados anteriormente. As representações nMDS da influência do fator Tratamento em cada Praia não sugeriram divergência entre os Tratamentos em nenhum mês de amostragem, exceto em M1 e M2, ambos na Praia de Viana (Figura 18 em anexo). A análise de variância permutativa multivariada PERMANOVA realizada para esses meses de amostragem (Tabela 12 em anexo) confirmou a presença de diferenças significativas em M1 (agosto de 2018), na Praia de Viana. Nos restantes meses de amostragem, os efeitos dos Tratamentos realizados na espécie-alvo não se refletiram nas associações, ao contrário do que seria de esperar (Levitt *et al.*, 2002). A presença de diferenças significativas nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* entre Tratamentos em M1 em Viana, poderá dever-se ao efeito das diferenças na biomassa de *Codium* spp. devido ao fator Tratamento, que ocorreu em M0 (julho 2018) (Figura 16 e Tabela 9 em anexo). Contudo, na Praia de Aguçadoura, em M1 e em ambas as Praias, em M12 (julho 2019), apesar de existirem diferenças significativas na biomassa de *Codium* spp., estas não se refletiram nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* (Figura 16 e Tabela 9 em anexo). Ou seja, a presença de diferenças significativas na biomassa da espécie-alvo pode não ser suficiente para causar diferenças nos organismos a ela associados. A quase ausência de diferenças significativas nas associações de macroalgas e *Sabellaria alveolata* devido ao fator Tratamento, e a não evidência de que espécies oportunistas como *Ulva* spp. desempenhem um papel de

destaque, indica que este teve pouco efeito, ao contrário da literatura que sugere que a recolha poderia ter um impacto mais acentuado (Levitt *et al.*, 2002).

O efeito reduzido dos Tratamentos poderá dever-se ao facto de ambas as espécies-alvo fazerem parte de canópias multiespecíficas, que resistem melhor a perturbações, como a retirada de espécies formadoras de canópia, do que canópias monoespecíficas, como as que são formadas por *A. nodosum* (Kelly *et al.*, 2001; Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b). A diversidade funcional, através de múltiplas espécies que desempenham papéis semelhantes num ecossistema, ao impedir o seu colapso caso algumas espécies se percam, estão entre os fatores que promovem a resistência ou recuperação de ecossistemas costeiros (O'Leary *et al.*, 2017). Bertocci *et al.*, (2010) demonstraram que espécies formadoras de canópia podem aumentar a resistência de associações de macroalgas a perturbações físicas, podendo ser afetadas caso espécies formadoras de habitat se percam. A influência da diversidade na dinâmica de um sistema, contudo, é eventualmente dependente das características da perturbação e das espécies retiradas (Allison, 2004), e o potencial de recuperação e resistência podem divergir entre locais dentro do mesmo ecossistema (Palumbi, McLeod, & Grünbaum, 2008).

Os dados obtidos em estudos análogos ao apresentado mostram uma grande variabilidade nas respostas das comunidades bentónicas à recolha de macroalgas. Em termos de dinâmicas temporais de abundância e crescimento, estudos com espécies de macroalgas vermelhas de valor económico em várias partes do globo mostraram taxas de crescimento e velocidade de recuperação pós-recolha superiores no Verão do que no Inverno (Carter & Anderson, 1985). Em regiões de invernos severos, as diferenças entre as duas estações são mais marcadas, sendo menores quando não existe grande variação sazonal, tornando por vezes difícil a realização de comparações (Carter & Anderson, 1985), como é o caso do presente estudo. As taxas de crescimento e a velocidade de recuperação em resposta ao método de recolha também variam com a espécie, observando-se por exemplo uma recuperação mais rápida de *Gelidium robustum*, na Baja Califórnia, com corte do que com arranque manual, observando-se o oposto para *Mastocarpus stellatus*, no Reino Unido (Carter & Anderson, 1985). Esperar-se-ia que o corte resultasse numa recuperação mais rápida, uma vez que o procedimento não afeta a parte basal das macroalgas, contudo no arranque manual algumas das frondes mais longas e mais velhas são deixadas intactas, podendo proteger as zonas regenerativas de dessecação (Carter & Anderson, 1985). Carter & Anderson (1985) mostraram que também podem ocorrer velocidades de recuperação semelhantes para ambos os procedimentos, pelo que o

melhor método tem de ser definido para cada espécie, para cada localização, através da monitorização de longo prazo. Mostraram igualmente a relevância da regeneração vegetativa na preservação das populações naturais e a necessidade de evitar danos excessivos nas zonas basais regenerativas para a recuperação pós-recolha (Carter & Anderson, 1985). A preservação de tufos de macroalgas, particularmente da região basal, é também importante no recrutamento de populações animais litorais (Carter & Anderson, 1985). Assim, estudos de comunidades de macroalgas e invertebrados pós-recolha indicam que o tempo de recuperação pode variar significativamente, estendendo-se até 4, 6 ou mesmo 12 anos (Araújo *et al.*, 2012; Foster *et al.*, 2003; Jenkins, Norton, & Hawkins, 2004).

Estes estudos têm permitido a criação de manuais e guias, para a gestão e regulação da recolha sustentável de macroalgas com interesse comercial. Em França, Frangoudes *et al.*, (2012) recomendam que as autoridades devem colaborar e consultar com os intervenientes, como os colectores, as indústrias e os investigadores, para que sejam tidas em conta as especificidades ambientais, sociais e económicas das zonas exploradas. Devem ser elaboradas recomendações práticas, atualizadas e revistas regularmente, para gestão da atividade, tendo certas espécies regulamentações específicas, refletindo a especificidade das suas biologias, as ecologias do seu ambiente e o impacto da recolha. As autoridades e intervenientes devem contribuir para a sensibilização do público acerca da atividade de recolha, introduzindo e fazer respeitar as recomendações sobre os cuidados mínimos a ter na recolha específica de cada espécie, a fim de assegurar a sua renovação. As quantidades máximas de macroalgas colhidas por zona devem ser fixadas em função do estado dos stocks, baseando-se na estimativa de biomassa, nas informações providenciadas por análise científica e no historial de recolhas anteriores. A fim de assegurar a renovação de stocks, sistemas de rotação temporais ou espaciais e de proibições temporárias são aconselháveis. Frangoudes *et al.*, (2012) sugerem igualmente a criação de sistemas de licenças, de registos de colectores e o preenchimento de formulários, a fim de facilitar o controlo e aplicação das regulamentações. Em relação à dimensão social, Frangoudes *et al.*, (2012) propõem ainda o estabelecimento de um estatuto social para os colectores profissionais, com os direitos associados. Finalmente, a nível da formação, recomendam cursos sobre a biologia das espécies, técnicas de recolha, regulamentos, gestão e comercialização, criados em conjunto por colectores, autoridades, institutos de investigação, organismos de formação e indústrias. A recolha de macroalgas deve ser incluída na gestão integrada das áreas costeiras, tendo em conta a importância desta atividade

para as comunidades locais que delas dependem e o impacto social e económico das medidas de gestão e planeamento do espaço marítimo, evitando conflitos com outras atividades. A criação de cartas cartográficas delimitando as zonas de recolha e disponibilizadas aos intervenientes permitirá uma melhor gestão espacial da costa. No Reino Unido é geralmente aconselhado o corte, e não arranque, da macroalga com tesouras, não retirando mais do que 1/3 de qualquer espécie por zona costeira a cada ano (Angus, 2017).

Em Espanha, Cremades (2015) aponta recomendações para a recolha sustentável das espécies-alvo do presente estudo, sendo, no caso de *O. pinnatifida*, aconselhado evitar danos nas partes basais e recolha por arranque manual as frondes maiores. O autor considerou, assim, que esta espécie apresenta dimensão e abundância suficientes para ser explorável na Galiza e região Ocidental das Astúrias, enquanto que na Andaluzia, embora presente, é de difícil exploração. Tendo em conta a proximidade geográfica à Galiza, poder-se-ia esperar que este trabalho pudesse ser aplicável à área do presente estudo, no entanto, observou-se que a biomassa total e a dimensão dos exemplares no Inverno foram menores. Esta diferença poderá dever-se à presença de condições distintas, entre a costa Norte de Portugal, que sofre maior exposição às ondas e diferente hidrodinamismo, e as rias da Galiza, mais abrigadas. No caso de *Codium tomentosum*, sendo uma espécie perene que produz talos anualmente, Cremades (2015) afirma que a sua exploração, na Galiza, Astúrias e Andaluzia, pode ser realizada em qualquer época do ano. Aconselha igualmente a não danificação das partes basais e evitar o mais possível a perturbação do litoral por pisoteio. Tal como no caso de *O. pinnatifida*, esperar-se-ia que estes dados se pudessem aplicar ao presente estudo. Contudo, este demonstrou que há períodos em que não existe biomassa suficiente de *Codium* spp. para a realização de recolha, além de indicar uma grande variabilidade entre Praias, pelo que é preciso prudência na generalização de práticas de recolha sem estudos locais a uma maior escala geográfica.

A União Europeia procurou criar legislação que regule a recolha de macroalgas a nível Comunitário, através de dois regulamentos, o nº 834/2007, de 28 de junho, e o nº 710/2009, de 5 de agosto (EUR-Lex). Estes regulamentos declaram a necessidade de se estabelecer um quadro comunitário geral de regras de produção biológica aplicáveis à produção vegetal e animal e à aquacultura, que incluía regras aplicáveis à recolha de plantas selvagens e de algas marinhas. Considera-se a recolha de algas marinhas selvagens um método de produção biológica, desde que as zonas de recolha se situem em águas em excelente estado ecológico e que esta não afete a

estabilidade a longo prazo do habitat ou das espécies. Afirmam que é necessário garantir que os bancos de algas selvagens não sejam sobre explorados, a fim de permitir a sua regeneração e assegurar que a produção não tem um impacto significativo no estado do ambiente aquático. Afirmam que a recolha deve ser realizada de modo a que as quantidades colhidas não causem um impacto significativo, devendo ser assegurada a regeneração (técnica de recolha, tamanho mínimo, idade, do ciclo reprodutivo ou tamanho das algas marinhas restantes). Asseveram que deve ser mantido um registo documental, com provas de gestão sustentável e da ausência de qualquer impacto a longo prazo nas zonas de recolha, a fim de garantir que as algas marinhas foram colhidas de acordo com a legislação. Devem constar do registo o historial da atividade de recolha de cada espécie em leitões identificados, uma estimativa da recolha (volume) por estação, fontes possíveis de poluição nas zonas de recolha e ainda o rendimento anual sustentável de cada leito. Os regulamentos afirmam que também deve ser elaborada uma descrição completa e um mapa das zonas de recolha e das zonas em terra, onde são realizadas as atividades pós-recolha.

A *Himanthalia elongata* é um caso paradigmático, sendo alvo tanto de colectores individuais como de recolha comercial na Irlanda, França e Espanha, devido ao seu elevado valor alimentar, com um aumento de recolha de 35 % entre 2009 e 2013 e esperando-se que a procura continue a crescer (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016a). Estudos recentes sugerem que ao retirar apenas os maiores exemplares na canópia, a regeneração é encorajada, aparentemente promovendo o crescimento dos mais jovens, com impacto reduzido das macroalgas oportunistas, se a fronde é removida acima da base (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016a). As medidas de gestão propostas para esta espécie incluem a introdução e implementação de medidas mínimas de recolha nos países onde não existem, assim como regulações únicas para cada espécie para assegurar a sustentabilidade deste recurso (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016a). A fim de definir essas regulações, atributos demográficos, como biomassa, densidade e dimensão estrutural, que sejam sensíveis às pressões da recolha e sejam fáceis de medir por investigadores e colectores, deverão ser usados como indicadores ecológicos (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016a).

Os resultados do presente estudo são concordantes com abordagens integradas no âmbito de EBM, uma vez que a variabilidade dos padrões de recuperação, dependendo das associações de macroalgas, indicaram que os habitats envolventes e outros fatores locais influenciaram o efeito da recolha (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b). Assim, os planos de gestão de recolha devem ter em conta o

ecossistema envolvente, e não só as espécies recolhidas (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b). A avaliação dos fatores abióticos e das funções ecológicas ligados às espécies-alvo, através da implementação de programas de monitorização, prova-se essencial para a sustentabilidade da atividade de recolha (Stagnol, Michel, & Davoult, 2016b).

5. Conclusão

É certamente um *cliché* da Ciência afirmar que a principal conclusão de um estudo é a necessidade de mais estudos, mas este é um caso onde tal aforismo se mostra particularmente verdadeiro. A variabilidade espacial, dentro e entre as Praias, e a variabilidade temporal, a nível mensal, sazonal e anual, reveladas por estas experiências, indicam que estamos perante sistemas muito heterogéneos a diferentes escalas. Revelou-se, assim, uma situação complexa onde a determinação conclusiva do efeito dos dois métodos de recolha testados não foi possível. A dificuldade de se retirarem mais conclusões relativamente ao fator Tratamentos impede a definição e generalização de medidas de sustentabilidade. Serão necessárias amostragens com maior número de réplicas em cada Bloco, a fim de testar o efeito dos Blocos, que permitirá estudar a variabilidade espacial dentro das Praias. Serão necessários igualmente estudos de mais Praias, a fim de averiguar se a variabilidade detetada se estende ao resto da costa, de forma a que as particularidades de cada local sejam tidas em consideração na definição de planos de gestão. Finalmente, será necessária a continuação dos estudos atuais, com prazos temporais mais extensos, plurianuais, a fim de poder determinar de forma mais consistente a relação da variabilidade temporal da biomassa das espécies-alvo com as diferentes condições ambientais registadas a cada ano. Este tipo de estudo, contudo, apresenta relevantes dificuldades logísticas, devido ao esforço necessário na obtenção de recursos humanos e materiais para assegurar a sua realização, que têm assim um impacto sério na sua aplicação prática. Apesar deste significativo *handicap*, o evidente interesse sobre as espécies-alvo, ao qual não se podem alhear as crescentes preocupações com as alterações climáticas e os seus potenciais efeitos, demonstra que a prossecução de estudos para o desenvolvimento de uma gestão sustentável na recolha de *O. pinnatifida* e *Codium* spp. serão um esforço compensador para a proteção do património natural de todos nós.

Bibliografia

- Airoidi, L., Balata, D., & Beck, M. W. (2008). The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 366(1-2), 8-15.
- Akhilesh, D., Faishal, G., & Kamath, J. V. (2012). Comparative study of carriers used in proniosomes. *Int J Pharm Chem Sci*, 3, 6-12.
- ALGApplus. Acedido em 16 de junho de 2018, em: <https://www.algaplus.pt/>
- Ale, M. T., Mikkelsen, J. D., & Meyer, A. S. (2011). Important determinants for fucoidan bioactivity: A critical review of structure-function relations and extraction methods for fucose-containing sulfated polysaccharides from brown seaweeds. *Marine drugs*, 9(10), 2106-2130.
- Alghazeer, R., Whida, F., Abduelrhman, E., Gammoudi, F., & Azwai, S. (2013). Screening of antibacterial activity in marine green, red and brown macroalgae from the western coast of Libya. *Natural Science*, 5(01), 7.
- Allison, G. (2004). The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecological Monographs*, 74(1), 117-134.
- Anderson, M., Gorley, R. N., & Clarke, R. K. (2008). *Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods*. Primer-E Limited.
- Andrade, P. B., Barbosa, M., Matos, R. P., Lopes, G., Vinholes, J., Mouga, T., & Valentão, P. (2013). Valuable compounds in macroalgae extracts. *Food Chemistry*, 138(2-3), 1819-1828.
- Angus, S. (2017). Modern Seaweed Harvesting and Gathering in Scotland: The Legal and Ecological Context. *Scottish Geographical Journal*, 133(2), 101-114.
- Aquilino, K. M., & Stachowicz, J. J. (2012). Seaweed richness and herbivory increase rate of community recovery from disturbance. *Ecology*, 93(4), 879-890.
- Araújo, M. D. A. (1991). Evolução geomorfológica da plataforma litoral da região do Porto.
- Araújo, R., Bárbara, I., Sousa-Pinto, I., & Quintino, V. (2005). Spatial variability of intertidal rocky shore assemblages in the northwest coast of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(4), 658-670.
- Araújo, R., Barbara, I., Tibaldo, M., Berecibar, E., Tapia, P. D., Pereira, R., & Pinto, I. S. (2009). Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina*, 52(1), 24-46.
- Araújo, R., Sousa-Pinto, I., Serrão, E. A., & Per, Å. (2012). Recovery after trampling disturbance in a canopy-forming seaweed population. *Marine Biology* 159(3), 697-707.
- Baghel, R. S., Trivedi, N., Gupta, V., Neori, A., Reddy, C. R. K., Lali, A., & Jha, B. (2015). Biorefining of marine macroalgal biomass for production of biofuel and commodity chemicals. *Green Chemistry*, 17(4), 2436-2443.
- Beaumont, N. J., Austen, M. C., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. P., & Marboe, A. H. (2007). Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Marine pollution bulletin*, 54(3), 253-265.

- Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P. S., Airoidi, L., Relini, G., & Cinelli, F. (2001). Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 214, 137-150.
- Bertness, M. D., Leonard, G. H., Levine, J. M., Schmidt, P. R., & Ingraham, A. O. (1999). Testing the relative contribution of positive and negative interactions in rocky intertidal communities. *Ecology*, 80(8), 2711-2726.
- Bertocci, I., Arenas, F., Matias, M., Vaselli, S., Araújo, R., Abreu, H., & Sousa-Pinto, I. (2010). Canopy-forming species mediate the effects of disturbance on macroalgal assemblages on Portuguese rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 414, 107-116.
- Bocanegra, A., Bastida, S., Benedi, J., Rodenas, S., & Sanchez-Muniz, F. J. (2009). Characteristics and nutritional and cardiovascular-health properties of seaweeds. *Journal of medicinal food*, 12(2), 236-258.
- Borges D. (2018). Avaliação da biomassa disponível de macroalgas com interesse comercial na costa Norte de Portugal. *Livro de Resumos do 1º Congresso de Biologia Marinha dos Países de Língua Portuguesa*, 35.
- Borges, C. D. G., Hawkins, S. J., Doncaster, C. P., & Crowe, T. P. (2015). Effects of simulated human exploitation of a key grazer, *Patella vulgata*, on rocky shore assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 533, 163-176.
<https://doi.org/10.3354/meps11356>
- Bruno, J., & Bertness, M. D. (2001). Positive interactions, facilitations and foundation species. *Marine community ecology*, 201-218.
- Burritt, D. J., Larkindale, J., & Hurd, C. L. (2002). Antioxidant metabolism in the intertidal red seaweed *Stictosiphonia arbuscula* following desiccation. *Planta*, 215(5), 829-838.
- Cardoso, S., Carvalho, L., Silva, P., Rodrigues, M., Pereira, O., & Pereira, L. (2014). Bioproducts from Seaweeds: A Review with Special Focus on the Iberian Peninsula. *Current Organic Chemistry*, 18(7), 896-917.
<https://doi.org/10.2174/138527281807140515154116>
- Carter, A. R., & Anderson, R. J. (1985). Regrowth after experimental harvesting of the agarophyte *Gelidium pristoides* (Gelidiales: Rhodophyta) in the eastern Cape Province. *South African Journal of Marine Science*, 3(1), 111-118.
- Celikler, S., Vatan, O., Yildiz, G., & Bilaloglu, R. (2009). Evaluation of anti-oxidative, genotoxic and antigenotoxic potency of *Codium tomentosum* Stackhouse ethanolic extract in human lymphocytes in vitro. *Food and chemical toxicology*, 47(4), 796-801.
- Chandía, N. P., & Matsuhira, B. (2008). Characterization of a fucoidan from *Lessonia vadosa* (Phaeophyta) and its anticoagulant and elicitor properties. *International Journal of Biological Macromolecules*, 42(3), 235-240.
- Choi, J. H., Sapkota, K., Park, S. E., Kim, S., & Kim, S. J. (2013). Thrombolytic, anticoagulant and antiplatelet activities of codiase, a bi-functional fibrinolytic enzyme from *Codium fragile*. *Biochimie*, 95(6), 1266-1277.
- Chojnacka, K., Saeid, A., Witkowska, Z., & Tuhy, L. (2012, August). Biologically active compounds in seaweed extracts-the prospects for the application. In *The open conference proceedings journal* (Vol. 3, No. 1).

- Christabell, J., Lipton, A. P., Aishwarya, M. S., Sarika, A. R., & Udayakumar, A. (2011). Antibacterial activity of aqueous extract from selected macroalgae of southwest coast of India. *Seaweed Research Utilization*, 33(1 & 2), 67–75
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2001). *Primer V5 (Plymouth routines in multivariate ecological research): user manual/tutorial*. Primer-E.
- Coelho, S. M., Rijstenbil, J. W., & Brown, M. T. (2000). Impacts of anthropogenic stresses on the early development stages of seaweeds. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7(4), 317-333.
- Cremades, J. (2015). *Evaluación del estado de explotación y propuestas de gestión sostenible y cultivo de macroalgas en Andalucía, Asturias y Galicia*. APROMAR.
- Cremades, J., Bárbara, I., & Veiga, A. J. (2004). Intertidal vegetation and its commercial potential on the shores of Galicia (NW Iberian Peninsula). *Thalassas*, 20(2), 69-80.
- Curtin, R., & Prelezo, R. (2010). Understanding marine ecosystem based management: a literature review. *Marine Policy*, 34(5), 821-830.
- da Costa, E., Melo, T., Moreira, A. S., Alves, E., Domingues, P., Calado, R., & Domingues, M. R. (2015). Decoding bioactive polar lipid profile of the macroalgae *Codium tomentosum* from a sustainable IMTA system using a lipidomic approach. *Algal research*, 12, 388-397.
- Dai, Y., Meng, Q., Mu, W., & Zhang, T. (2017). Recent advances in the applications and biotechnological production of mannitol. *Journal of Functional Foods*, 36, 404-409.
- Daroch, M., Geng, S., & Wang, G. (2013). Recent advances in liquid biofuel production from algal feedstocks. *Applied Energy*, 102, 1371-1381.
- de Escobar, G. M., & del Rey, F. E. (2003). Consequences of iodine deficiency for brain development. by J. De Vilder, G. Morreale de Escobar, S. Butz, V. Hostalek (Schattauer Verlag, Stuttgart, 2003), 33-56.
- Dethier, M. N., Graham, E. S., Cohen, S., & Tear, L. M. (1993). Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Marine ecology progress series*, 93-100.
- Dethier, M. N., Williams, S. L., & Freeman, A. (2005). Seaweeds under stress: manipulated stress and herbivory affect critical life-history functions. *Ecological Monographs*, 75(3), 403-418.
- Diaz-Pulido, G., & McCook, L. J. (2008). *Environmental status: macroalgae (seaweeds)* (pp. 1-44). Great Barrier Reef Marine Park Authority.
- Doncaster, C. P., & Davey, A. J. (2007). *Analysis of variance and covariance: how to choose and construct models for the life sciences*. Cambridge University Press.
- Duarte, F. M. M. M. (2017). Proposta de uma intervenção multifuncional na Praia do Norte, Viana do Castelo.
- Dubois, S., Barillé, L., Cognie, B., & Beninger, P. G. (2005). Particle capture and processing mechanisms in *Sabellaria alveolata* (Polychaeta: Sabellariidae). *Marine Ecology Progress Series*, 301, 159-171.
- Edgar, G. J., Barrett, N. S., Morton, A. J., & Samson, C. R. (2004). Effects of algal canopy clearance on plant, fish and macroinvertebrate communities on eastern Tasmanian reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 312(1), 67-87.

Edwards, M. S., & Connell, S. D. (2012). Competition, a major factor structuring seaweed communities. In *Seaweed Biology* (pp. 135-156). Springer, Berlin, Heidelberg.

Engelen, A. H., Lévêque, L., Destombe, C., & Valero, M. (2011). Spatial and temporal patterns of recovery of low intertidal *Laminaria digitata* after experimental spring and autumn removal. *CBM-Cahiers de Biologie Marine*, 52(4), 441.

EUR-Lex. Site consultado a 14 de maio de 2019, em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=celex:32007R0834>

EUR-Lex. Site consultado a 14 de maio de 2019, em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1560917410413&uri=CELEX:32009R0710>

FAO, F. (2010). The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA).

Fayaz, M., Namitha, K. K., Murthy, K. C., Swamy, M. M., Sarada, R., Khanam, S., & Ravishankar, G. A. (2005). Chemical composition, iron bioavailability, and antioxidant activity of *Kappaphycus alvarezzi* (Doty). *Journal of agricultural and food chemistry*, 53(3), 792-797.

Foster, M. S., Nigg, E. W., Kiguchi, L. M., Hardin, D. D., & Pearse, J. S. (2003). Temporal variation and succession in an algal-dominated high intertidal assemblage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 289(1), 15-39.

Frangoudes, K., Jacob, C., Lesueur, M., Mesnildrey, L., Spinec, F., Folliard, G., & Urizarbarrena, A. I. (2012). Guide pour une meilleure Gestion de la filière des macroalgues en Europe.

Gaspar, R., Pereira, L., & Neto, J. M. (2012). Ecological reference conditions and quality states of marine macroalgae sensu Water Framework Directive: An example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological indicators*, 19, 24-38.

Gendron, L., Merzouk, A., Bergeron, P., & Johnson, L. E. (2018). Managing disturbance: the response of a dominant intertidal seaweed *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis to different frequencies and intensities of harvesting. *Journal of applied phycology*, 30(3), 1877-1892.

Golléty, C., Migne, A., & Davoult, D. (2008). BENTHIC METABOLISM ON A SHELTERED ROCKY SHORE: ROLE OF THE CANOPY IN THE CARBON BUDGET 1. *Journal of phycology*, 44(5), 1146-1153.

González, A., & Santelices, B. (2004). Una especie dicotómica de *Codium* (Bryopsidales, Chlorophyta) está colonizando el norte de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 77(2), 293-304.

Grosso, C., Vinholes, J., Valentão, P., & Andrade, P. B. (2011). Halogenated compounds from seaweed, a biological overview. *Seaweed: Ecology, nutrient composition and medicinal uses*, 163-184.

Guiry, M. D., Guiry, G. M., Morrison, L., Rindi, F., Miranda, S. V., Mathieson, A. C., & Carter, C. F. (2014). AlgaeBase: an on-line resource for algae. *Cryptogamie, Algologie*, 35(2), 105-116.

Hafting, J. T., Critchley, A. T., Cornish, M. L., Hubley, S. A., & Archibald, A. F. (2012). On-land cultivation of functional seaweed products for human usage. *Journal of applied phycology*, 24(3), 385-392.

- Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5), 1301-1315.
- Harley, C. D., Anderson, K. M., Demes, K. W., Jorve, J. P., Kordas, R. L., Coyle, T. A., & Graham, M. H. (2012). Effects of climate change on global seaweed communities. *Journal of Phycology*, 48(5), 1064-1078.
- Harnedy, P. A., & FitzGerald, R. J. (2011). BIOACTIVE PROTEINS, PEPTIDES, AND AMINO ACIDS FROM MACROALGAE 1. *Journal of Phycology*, 47(2), 218-232.
- Holdt, S. L., & Kraan, S. (2011). Bioactive compounds in seaweed: functional food applications and legislation. *Journal of applied phycology*, 23(3), 543-597.
- Hughes, A. D., Black, K. D., Campbell, I., Heymans, J. J., Orr, K. K., Stanley, M. S., & Kelly, M. S. (2013). Comments on 'prospects for the use of macroalgae for fuel in Ireland and UK: an overview of marine management issues'. *Marine Policy*, 38, 554-556.
- Ibtissam, C., Hassane, R., Jose, M., Francisco, D. S. J., Antonio, G. V. J., Hassan, B., & Mohamed, K. (2009). Screening of antibacterial activity in marine green and brown macroalgae from the coast of Morocco. *African Journal of Biotechnology*, 8(7).
- ICNF (2017) Parque Natural do Litoral Norte. Acedido a 15 de janeiro de 2019, em: <http://www.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnl/n/class-carac>.
- IPMA (2018a) Boletim Climatológico Sazonal Primavera 2018. Site consultado a 28 de agosto de 2019, em: http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20180625/EkcKqHdfNomyIJTUthWk/cli_20180301_20180531_pcl_sz_co_pt.pdf
- IPMA (2018b) Boletim Climatológico Sazonal Verão 2018. Site consultado a 28 de agosto de 2019, em: http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20181009/ZleRMcpJCTGhikBOrCKP/cli_20180601_20180821_pcl_sz_co_pt.pdf
- IPMA (2019a) Boletim Climatológico Sazonal Primavera 2019. Site consultado a 28 de agosto de 2019, em: http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20190724/CXjeELicvntTvdnsVivR/cli_20190301_20190531_pcl_sz_co_pt.pdf
- IPMA (2019b) BOLETIM CLIMATOLÓGICO Junho 2019 Portugal Continental. Site consultado a 28 de agosto de 2019, em: http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20190718/roTyPoATCHmDTFKFFoJP/cli_20190601_20190630_pcl_mm_co_pt.pdf
- IPMA (2019c) BOLETIM CLIMATOLÓGICO Julho 2019 Portugal Continental. Site consultado a 28 de agosto de 2019, em: http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20190814/lqJyqxXzPmaBwcCqdPZW/cli_20190701_20190731_pcl_mm_co_pt.pdf
- IPMA (2019d) BOLETIM CLIMATOLÓGICO Julho 2019 Portugal Continental. Site consultado a 26 de setembro de 2019, em: http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20190913/OJWDwGhmNwAxKKRkysip/cli_20190801_20190831_pcl_mm_co_pt.pdf
- Janky, D. G. (2000). Sometimes pooling for analysis of variance hypothesis tests: A review and study of a split-plot model. *The American Statistician*, 54(4), 269-279.

- Jenkins, S. R., Norton, T., & Hawkins, S. J. (2004). Long term effects of *Ascophyllum nodosum* canopy removal on mid shore community structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(2), 327-329.
- Jones, B., & Nachtsheim, C. J. (2009). Split-plot designs: What, why, and how. *Journal of quality technology*, 41(4), 340-361.
- Jung, K. A., Lim, S. R., Kim, Y., & Park, J. M. (2013). Potentials of macroalgae as feedstocks for biorefinery. *Bioresource technology*, 135, 182-190.
- Kaldy, J. E., & Dunton, K. H. (2000). Above-and below-ground production, biomass and reproductive ecology of *Thalassia testudinum* (turtle grass) in a subtropical coastal lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 193, 271-283.
- Kang, Y. H., Shin, J. A., Kim, M. S., & Chung, I. K. (2008). A preliminary study of the bioremediation potential of *Codium fragile* applied to seaweed integrated multitrophic aquaculture (IMTA) during the summer. *Journal of Applied Phycology*, 20(2), 183–190. <https://doi.org/10.1007/s10811-007-9204-5>
- Keith, S. A., Kerswell, A. P., & Connolly, S. R. (2014). Global diversity of marine macroalgae: environmental conditions explain less variation in the tropics. *Global ecology and biogeography*, 23(5), 517-529.
- Kelly, L., Collier, L., Costello, M. J., Diver, M., McGarvey, S., Kraan, S., & Giury, M. D. (2001). Impact assessment of hand and mechanical harvesting of *Ascophyllum nodosum* on regeneration and biodiversity.
- Krause-Jensen, D., Middelboe, A. L., Carstensen, J., & Dahl, K. (2007). Spatial patterns of macroalgal abundance in relation to eutrophication. *Marine Biology*, 152(1), 25-36.
- Krause-Jensen, D., Sagert, S., Schubert, H., & Boström, C. (2008). Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators*, 8(5), 515-529.
- Kumar, S., Narwal, S., Kumar, V., & Prakash, O. (2011). α -glucosidase inhibitors from plants: A natural approach to treat diabetes. *Pharmacognosy reviews*, 5(9), 19.
- Kumari, P., Reddy, C. R. K., & Jha, B. (2011). Comparative evaluation and selection of a method for lipid and fatty acid extraction from macroalgae. *Analytical biochemistry*, 415(2), 134-144.
- Kwon, Y. I., Apostolidis, E., & Shetty, K. (2008). Inhibitory potential of wine and tea against α -amylase and α -glucosidase for management of hyperglycemia linked to type 2 diabetes. *Journal of Food Biochemistry*, 32(1), 15-31.
- Laurienzo, P. (2010). Marine polysaccharides in pharmaceutical applications: An overview. *Marine drugs*, 8(9), 2435-2465.
- Leal, M. C., Munro, M. H., Blunt, J. W., Puga, J., Jesus, B., Calado, R., & Madeira, C. (2013). Biogeography and biodiscovery hotspots of macroalgal marine natural products. *Natural product reports*, 30(11), 1380-1390.
- Leclerc, J. C. (2018). Patterns of spatial variability between contrasting substrata: a boulder-field study. *Marine Ecology Progress Series*, 597, 23-38.
- Leslie, H. M., & McLeod, K. L. (2007). Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(10), 540-548.

- Levitt, G. J., Anderson, R. J., Boothroyd, C. J. T., & Kemp, F. A. (2002). The effects of kelp harvesting on its regrowth and the understorey benthic community at Danger Point, South Africa, and a new method of harvesting kelp fronds. *African Journal of Marine Science*, 24, 71-85.
- Lilley, S. A., & Schiel, D. R. (2006). Community effects following the deletion of a habitat-forming alga from rocky marine shores. *Oecologia*, 148(4), 672-681.
- Lordan, S., Ross, R. P., & Stanton, C. (2011). Marine bioactives as functional food ingredients: potential to reduce the incidence of chronic diseases. *Marine drugs*, 9(6), 1056-1100.
- Mac Monagail, M., Cornish, L., Morrison, L., Araújo, R., & Critchley, A. T. (2017). Sustainable harvesting of wild seaweed resources. *European Journal of Phycology*, 52(4), 371-390.
- Machín-Sánchez, M., Díaz-Larrea, J., Fujii, M. T., Senties, A., Cassano, V., & Gil-Rodríguez, M. C. (2012). Morphological and molecular evidences within *Osmundea* (Ceramiales, Rhodophyta) from the Canary Islands, eastern Atlantic Ocean. *African Journal of Marine Science*, 34(1), 27-42.
<https://doi.org/Doi.10.2989/1814232x.2012.673269>
- Mattos, B. B., Romanos, M. T. V., Souza, L. M. D., Sassaki, G., & Barreto-Bergter, E. (2011). Glycolipids from macroalgae: potential biomolecules for marine biotechnology?. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 21(2), 244-247.
- Mayer, A. M., Rodríguez, A. D., Berlinck, R. G., & Fusetani, N. (2011). Marine pharmacology in 2007–8: Marine compounds with antibacterial, anticoagulant, antifungal, anti-inflammatory, antimalarial, antiprotozoal, antituberculosis, and antiviral activities; affecting the immune and nervous system, and other miscellaneous mechanisms of action. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 153(2), 191-222.
- Mayer-Pinto, M., Underwood, A. J., & Marzinelli, E. M. (2015). The matrix influences direct and indirect effects of an anthropogenic disturbance on marine organisms. *Environmental Research*, 136, 15-20.
- McHugh, D. J. (2003). *A guide to the seaweed industry* (pp. 1-105). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Miravalles, A. B., Leonardi, P. I., & Cáceres, E. J. (2012). Female gametogenesis and female gamete germination in the anisogamous green alga *Codium fragile* subsp. *novae-zelandiae* (Bryopsidophyceae, Chlorophyta). *Phycological Research*, 60(2), 77–85.
- Nanba, N., Kado, R., Ogawa, H., Nakagawa, T., & Sugiura, Y. (2005). Effects of irradiance and water flow on formation and growth of spongy and filamentous thalli of *Codium fragile*. *Aquatic botany*, 81(4), 315-325.
- Neto, A. I., Tittley, I., & Raposeiro, P. M. (2005). *Flora marinha do litoral dos Açores*. Secretaria Regional do Ambiente e do Mar.
- O'Leary, J. K., Micheli, F., Airoldi, L., Boch, C., De Leo, G., Elahi, R., & Lummis, S. (2017). The resilience of marine ecosystems to climatic disturbances. *BioScience*, 67(3), 208-220.
- Orr, K. K. (2013). *Predicting the ecosystem effects of harvesting beach-cast kelp for biofuel* (Doctoral dissertation, University of Aberdeen).

- Paiva, L., Lima, E., Patarra, R. F., Neto, A. I., & Baptista, J. (2014). Edible Azorean macroalgae as source of rich nutrients with impact on human health. *Food chemistry*, 164, 128-135.
<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.04.119>
- Palumbi, S. R., McLeod, K. L., & Grünbaum, D. (2008). Ecosystems in action: lessons from marine ecology about recovery, resistance, and reversibility. *BioScience*, 58(1), 33-42.
- Patarra, R. F., Paiva, L., Neto, A. I., Lima, E., & Baptista, J. (2011). Nutritional value of selected macroalgae. *Journal of Applied Phycology*, 23(2), 205-208.
<https://doi.org/10.1007/s10811-010-9556-0>
- Pereira, L. (2008). As Algas Marinhas e Respectivas Utilidades. 19p. *Departamento de Botânica da Universidade de Coimbra/Sociedade Broteriana, Coimbra, Portugal*.
- Pereira, L. (2010). Seaweed: An unsuspected gastronomic treasury. *Chaîne de Rôtisseurs Magazine*, 2, 50.
- Pereira, L. (2016). *Edible seaweeds of the world*. CRC Press.
- Pereira, L. (2019). MACOI-Portuguese Seaweeds Website. World-wide Electronic Publication. IMAR, Department of Life Sciences, University of Coimbra. Site consultado a 7 de maio de 2019, em: <http://macoi.ci.uc.pt/>
- Pereira, L., Gheda, S. F., & Ribeiro-Claro, P. J. (2013). Analysis by vibrational spectroscopy of seaweed polysaccharides with potential use in food, pharmaceutical, and cosmetic industries. *International Journal of Carbohydrate Chemistry*, 2013.
- Pereira, L., & Neto, J. M. (Eds.). (2014). *Marine algae: biodiversity, taxonomy, environmental assessment, and biotechnology*. CRC Press.
- Pereira, S. G., Lima, F. P., Queiroz, N. C., Ribeiro, P. A., & Santos, A. M. (2006). Biogeographic patterns of intertidal macroinvertebrates and their association with macroalgae distribution along the Portuguese coast. *Hydrobiologia*, 555(1), 185.
- Philippe, M. (2011). *Récolte des algues de rives: guide de bonnes pratiques*. Inter Bio Bretagne.
- Plaza, M., Cifuentes, A., & Ibáñez, E. (2008). In the search of new functional food ingredients from algae. *Trends in Food Science & Technology*, 19(1), 31-39.
- Poosarla, A., Raheem, A., Sunkara, V. G., & Rajan, P. T. (2013). Evaluation of Anti-Arthritic, Antimicrobial and Amylase activities of *Codium tomentosum* from Andaman and Nicobar islands. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 2, 255-266.
- Raghavendra, V. B., Lokesh, S., & Prakash, H. S. (2007). Dravya, a product of seaweed extract (*Sargassum wightii*), induces resistance in cotton against *Xanthomonas campestris* pv. *malsvacearum*. *Phytoparasitica*, 35(5), 442.
- Ragonese, C., Tedone, L., Beccaria, M., Torre, G., Cichello, F., Cacciola, F., & Mondello, L. (2014). Characterisation of lipid fraction of marine macroalgae by means of chromatography techniques coupled to mass spectrometry. *Food chemistry*, 145, 932-940.
- Rodrigues, D., Freitas, A. C., Pereira, L., Rocha-Santos, T. A., Vasconcelos, M. W., Roriz, M., & Duarte, A. C. (2015). Chemical composition of red, brown and green macroalgae from Buarcos bay in Central West Coast of Portugal. *Food chemistry*, 183, 197-207.

- Sala, E., & Knowlton, N. (2006). Global marine biodiversity trends. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 31, 93-122.
- Santos, R., & Duarte, P. (1991). Marine plant harvest in Portugal. *Journal of Applied Phycology*, 3(1), 11.
- Sathya, B., Indu, H., Seenivasan, R., & Geetha, S. (2010). Influence of seaweed liquid fertilizer on the growth and biochemical composition of legume crop, *Cajanus cajan* (L.) Mill sp. *Journal of Phytology*.
- Schaal, G., Leclerc, J. C., Droual, G., Leroux, C., & Riera, P. (2016). Biodiversity and trophic structure of invertebrate assemblages associated with understory red algae in a *Laminaria digitata* bed. *Marine Biology Research*, 12(5), 513-523.
- Scherner, F., Horta, P. A., de Oliveira, E. C., Simonassi, J. C., Hall-Spencer, J. M., Chow, F., & Pereira, S. M. B. (2013). Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Marine pollution bulletin*, 76(1-2), 106-115.
- Schiel, D. R., & Lilley, S. A. (2007). Gradients of disturbance to an algal canopy and the modification of an intertidal community. *Marine Ecology Progress Series*, 339, 1-11.
- Schoch, G. C., & Dethier, M. N. (1996). Scaling up: the statistical linkage between organismal abundance and geomorphology on rocky intertidal shorelines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 201(1-2), 37-72.
- Schoch, G. C., Menge, B. A., Allison, G., Kavanaugh, M., Thompson, S. A., & A. Wood, S. (2006). Fifteen degrees of separation: latitudinal gradients of rocky intertidal biota along the California Current. *Limnology and Oceanography*, 51(6), 2564-2585.
- Shahnaz, L., & Shameel, M. (2009). Chemical composition and bioactivity of some benthic algae from Karachi coast of Pakistan. *International Journal on Algae*, 11(4).
- Shanmugam, M., Mody, K. H., Ramavat, B. K., Murthy, A., & Siddhanta, A. K. (2002). Screening of Codiacean algae (Chlorophyta) of the Indian coasts for blood anticoagulant activity.
- SIA-Seaweed Industry Association. (2013). Descrição do *Codium tomentosum*.
- Silva, P. C. (1955). The dichotomous species of *Codium* in Britain. *Journal of the marine biological association of the United Kingdom*, 34(3), 565-577.
<https://doi.org/10.1017/S0025315400008821>
- Silva, P., & Abreu, M. H. (2014). Cultivation trials in land-based IMTA conditions of macroalgae with pharmacological potential: *Osmundea pinnatifida*, *Codium tomentosum* and *Bifurcaria bifurcata*. *Aquaculture Europe*, 2014, 1-3.
- Sitompul, J. P., Bayu, A., Soerawidjaja, T. H., & Lee, H. W. (2012). Studies of biogas production from green seaweeds. *J. of Environment and Bioenergy*, 3(3), 132-144.
- Smale, D. A., Burrows, M. T., Moore, P., O'Connor, N., & Hawkins, S. J. (2013). Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. *Ecology and evolution*, 3(11), 4016-4038.
- Soares, C., Machado, S., Vieira, E. F., Morais, S., Teles, M. T., Correia, M., & Antunes, F. (2017, September). Seaweeds from the Portuguese coast: A potential food resource?. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 231, No. 1, p. 012126). IOP Publishing.

Stagnol, D., Michel, R., & Davoult, D. (2016a). Population dynamics of the brown alga *Himanthalia elongata* under harvesting pressure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 174, 65-70.

Stagnol, D., Michel, R., & Davoult, D. (2016b). Unravelling the impact of harvesting pressure on canopy-forming macroalgae. *Marine and Freshwater Research*, 67(1), 153-161.

Stagnol, D., Renaud, M., & Davoult, D. (2013). Effects of commercial harvesting of intertidal macroalgae on ecosystem biodiversity and functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 99-110.

Stephenson, T. A., & Stephenson, A. (1949). The universal features of zonation between tide-marks on rocky coasts. *The Journal of Ecology*, 289-305.

Stengel, D. B., Connan, S., & Popper, Z. A. (2011). Algal chemodiversity and bioactivity: sources of natural variability and implications for commercial application. *Biotechnology advances*, 29(5), 483-501.

Tait, L. W., & Schiel, D. R. (2010). Primary productivity of intertidal macroalgal assemblages: comparison of laboratory and in situ photorespirometry. *Marine Ecology Progress Series*, 416, 115-125.

Tait, L. W., & Schiel, D. R. (2011). Dynamics of productivity in naturally structured macroalgal assemblages: importance of canopy structure on light-use efficiency. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 97-107.

Thompson, S. A., Knoll, H., Blanchette, C. A., & Nielsen, K. J. (2010). Population consequences of biomass loss due to commercial collection of the wild seaweed *Postelsia palmaeformis*. *Marine Ecology Progress Series*, 413, 17-31.

Touchette, B. W., & Burkholder, J. M. (2000). Overview of the physiological ecology of carbon metabolism in seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250(1-2), 169-205.

Trowbridge, C. D., Farnham, W. F., & White, L. F. (2004). Thriving populations of the native macroalga *Codium tomentosum* on Guernsey rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(5), 873-877.
<https://doi.org/doi:10.1017/S0025315404010124h>

Tuya, F., & Haroun, R. J. (2006). Spatial patterns and response to wave exposure of shallow water algal assemblages across the Canarian Archipelago: a multi-scaled approach. *Marine Ecology Progress Series*, 311, 15-28.

Underwood, A. J. (1997). *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press.

Underwood, A. J. (2004). Landing on one's foot: small-scale topographic features of habitat and the dispersion of juvenile intertidal gastropods. *Marine Ecology Progress Series*, 268, 173-182.

Valentão, P., Trindade, P., Gomes, D., de Pinho, P. G., Mouga, T., & Andrade, P. B. (2010). *Codium tomentosum* and *Plocamium cartilagineum*: Chemistry and antioxidant potential. *Food chemistry*, 119(4), 1359-1368.

Vega, J. A., Broitman, B. R., & Vásquez, J. A. (2014). Monitoring the sustainability of *Lessonia nigrescens* (Laminariales, Phaeophyceae) in northern Chile under strong harvest pressure. *Journal of applied phycology*, 26(2), 791-801.

- Verpoorte, R., Crommelin, D., Danhof, M., Gilissen, L. J. W. J., Schuitmaker, H., Van der Greef, J., & Witkamp, R. F. (2009). Commentary: "A systems view on the future of medicine: inspiration from Chinese medicine?". *Journal of ethnopharmacology*, 121(3), 479-481.
- Vijayanand, N., Ramya, S. S., & Rathinavel, S. (2014). Potential of liquid extracts of *Sargassum wightii* on growth, biochemical and yield parameters of cluster bean plant. *Asian Pacific Journal of Reproduction*, 3(2), 150-155.
- Wang, H. M. D., Chen, C. C., Huynh, P., & Chang, J. S. (2015). Exploring the potential of using algae in cosmetics. *Bioresource technology*, 184, 355-362.
- Wei, N., Quarterman, J., & Jin, Y. S. (2013). Marine macroalgae: an untapped resource for producing fuels and chemicals. *Trends in biotechnology*, 31(2), 70-77.
- Wernberg, T., Russell, B. D., Thomsen, M. S., Gurgel, C. F. D., Bradshaw, C. J., Poloczanska, E. S., & Connell, S. D. (2011). Seaweed communities in retreat from ocean warming. *Current biology*, 21(21), 1828-1832.
- Williams, S. L., Bracken, M. E., & Jones, E. (2013). Additive effects of physical stress and herbivores on intertidal seaweed biodiversity. *Ecology*, 94(5), 1089-1101.
- White, W. L., & Wilson, P. (2015). World seaweed utilization. In *Seaweed Sustainability* (pp. 7-25). Academic Press.
- Wikström, S. A., & Kautsky, L. (2007). Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(1-2), 168-176.
- Wolcott, T. G. (1973). Physiological ecology and intertidal zonation in limpets (*Acmaea*): a critical look at "limiting factors". *The Biological Bulletin*, 145(2), 389-422.
- Yuan, Y. V., & Walsh, N. A. (2006). Antioxidant and antiproliferative activities of extracts from a variety of edible seaweeds. *Food and chemical toxicology*, 44(7), 1144-1150.
- Zubia, M., Robledo, D., & Freile-Pelegrin, Y. (2007). Antioxidant activities in tropical marine macroalgae from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of applied phycology*, 19(5), 449-458.

Anexos

Espécies-alvo

Gráficos de Análise de Variância ANOVA

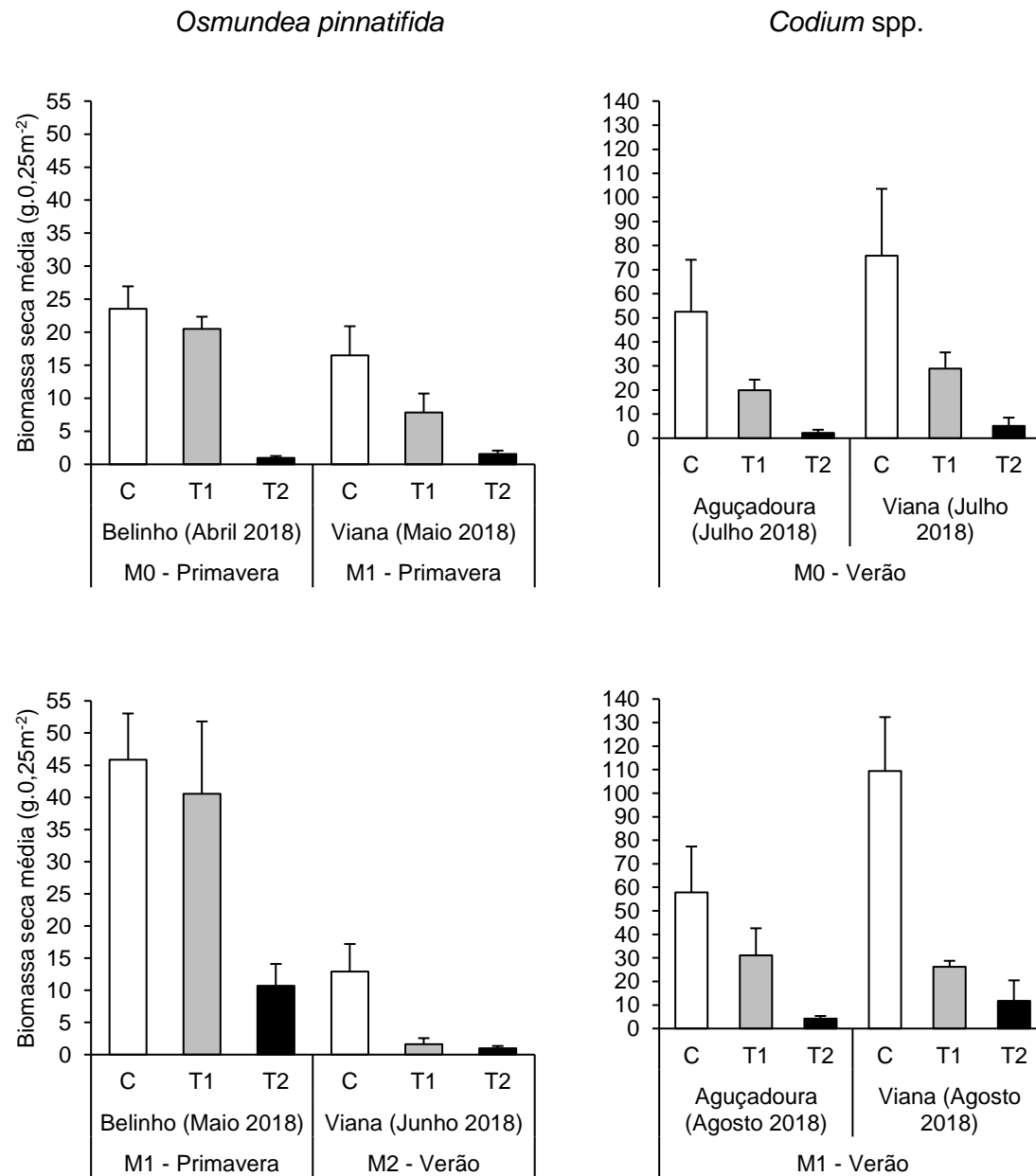


Fig. 16 - Biomassa seca média (g), com erro padrão, dos três Tratamentos, Controlo (C), Corte (T1) e Arranque (T2), das 2 espécies-alvo, *Osmundea pinnatifida* e *Codium spp.*, em cada Praia amostrada, em cada mês de amostragem (M).

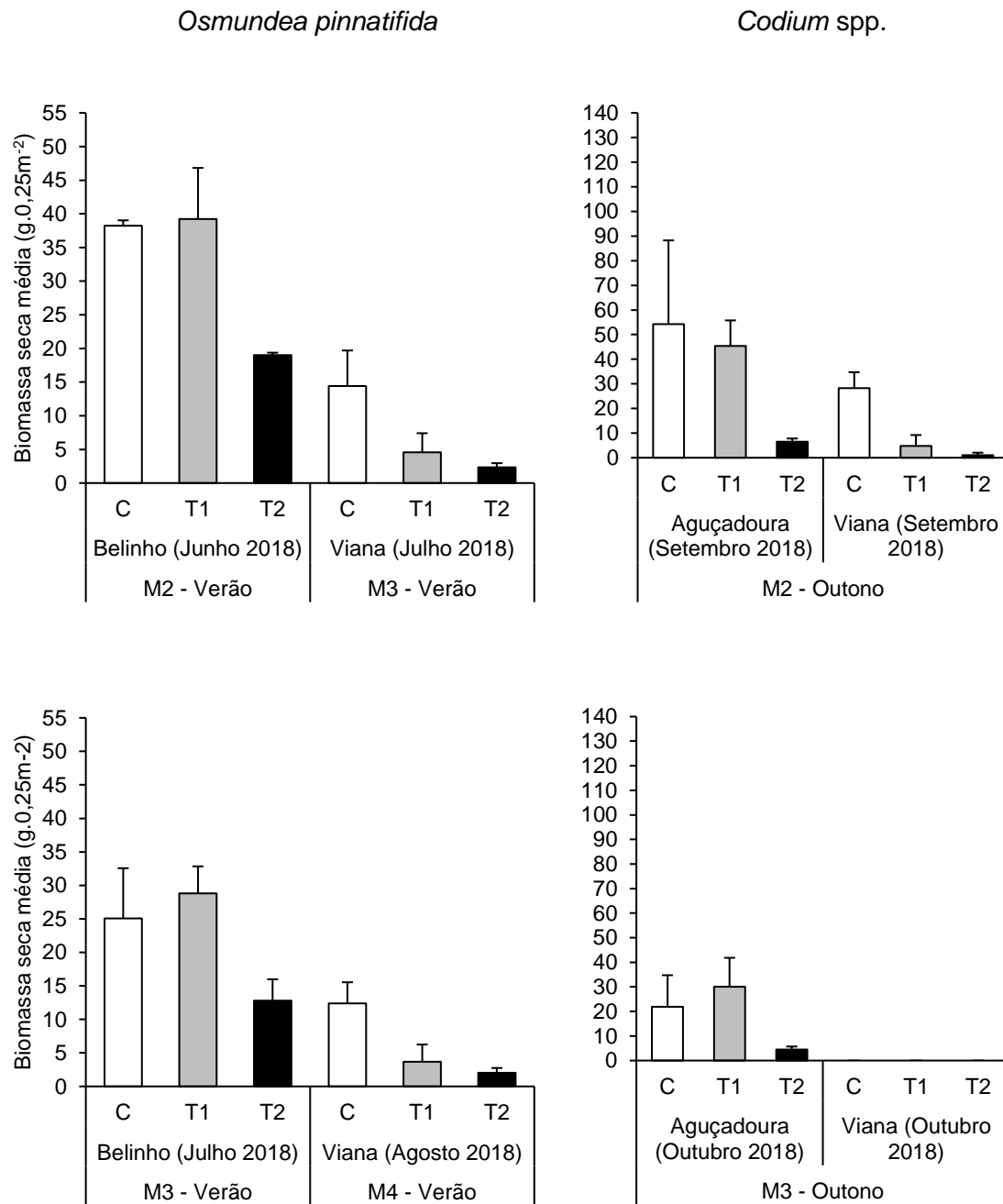


Fig. 16 (Continuação): Biomassa seca média (g), com erro padrão, dos três Tratamentos, Controlo (C), Corte (T1) e Arranque (T2), das 2 espécies-alvo, *Osmundea pinnatifida* e *Codium* spp., em cada Praia amostrada, em cada mês de amostragem (M).

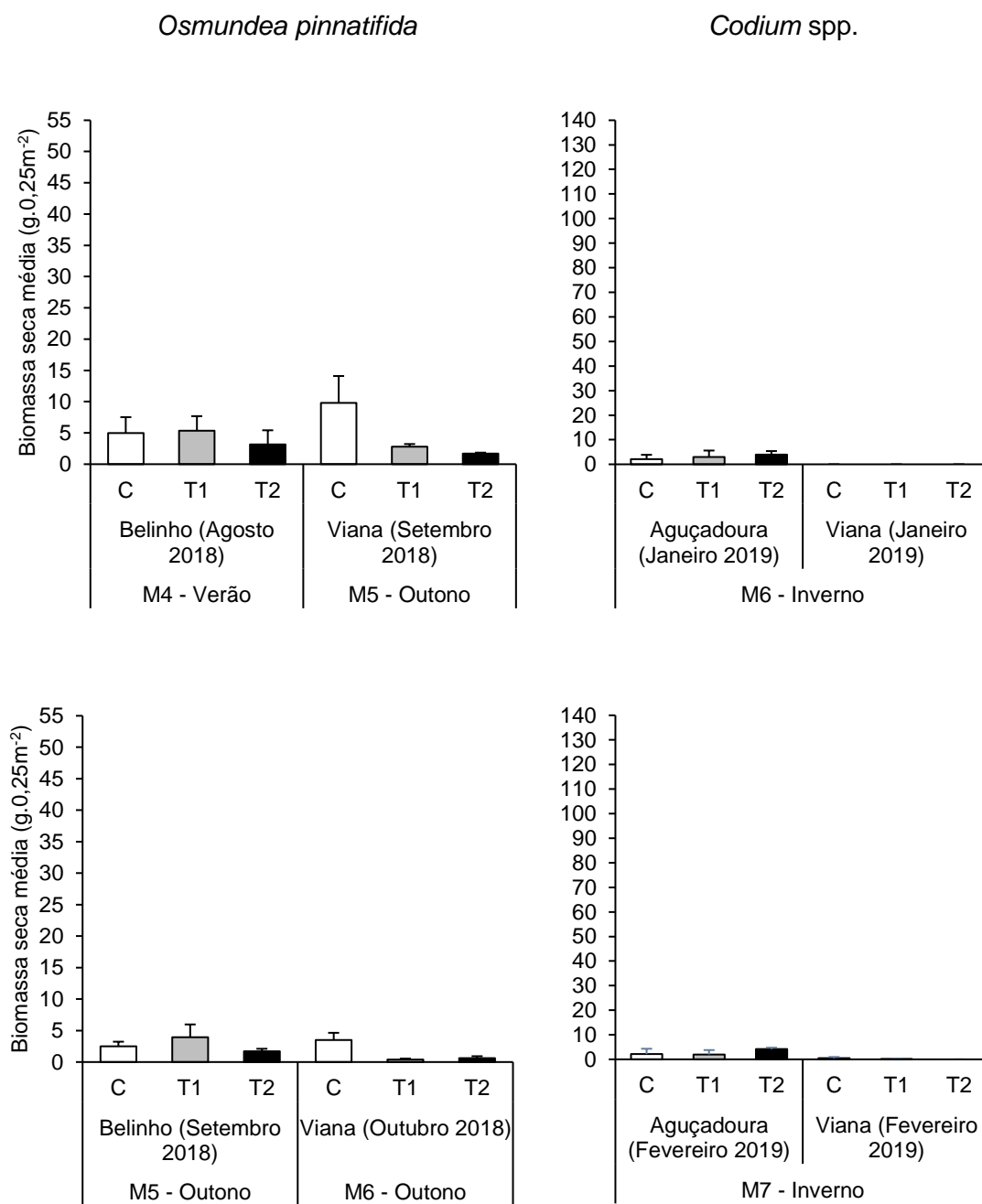


Fig. 16 (Continuação): Biomassa seca média (g), com erro padrão, dos três Tratamentos, Controlo (C), Corte (T1) e Arranque (T2), das 2 espécies-alvo, *Osmundea pinnatifida* e *Codium* spp., em cada Praia amostrada, em cada mês de amostragem (M).

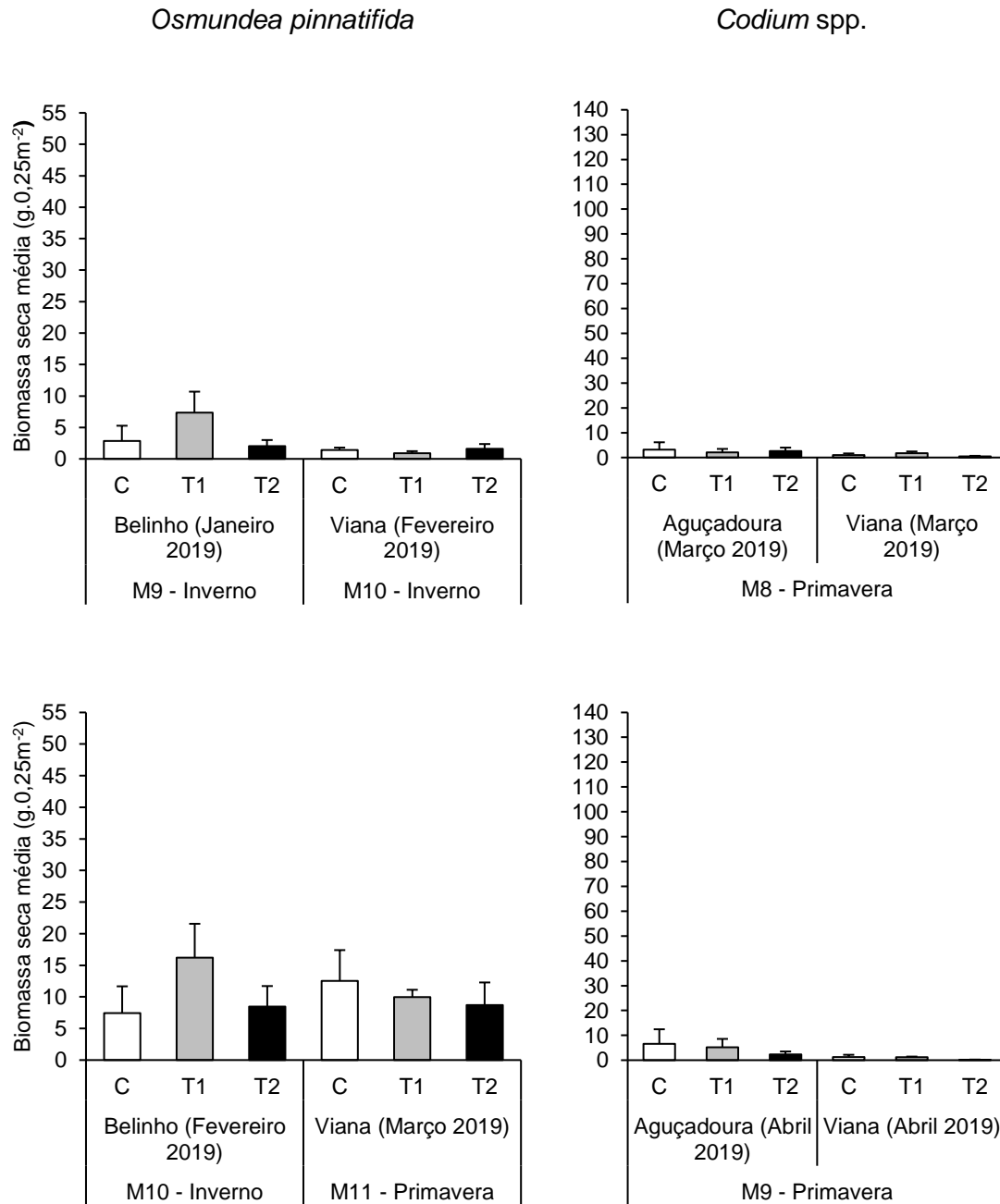


Fig. 16 (Continuação): Biomassa seca média (g), com erro padrão, dos três Tratamentos, Controlo (C), Corte (T1) e Arranque (T2), das 2 espécies-alvo, *Osmundea pinnatifida* e *Codium spp.*, em cada Praia amostrada, em cada mês de amostragem (M).

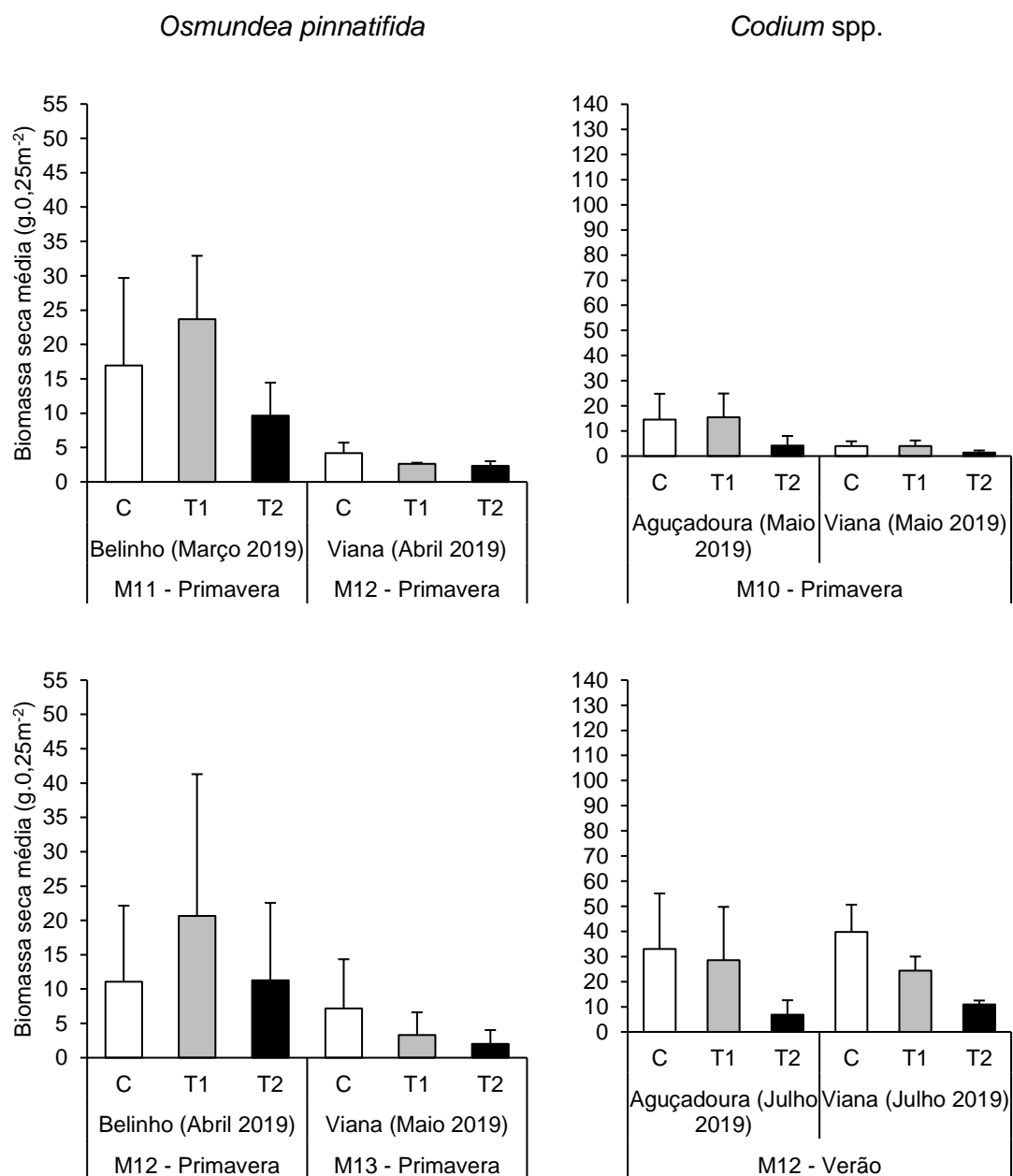


Fig. 16 (Continuação): Biomassa seca média (g), com erro padrão, dos três Tratamentos, Controlo (C), Corte (T1) e Arranque (T2), das 2 espécies-alvo, *Osmundea pinnatifida* e *Codium* spp., em cada Praia amostrada, em cada mês de amostragem (M).

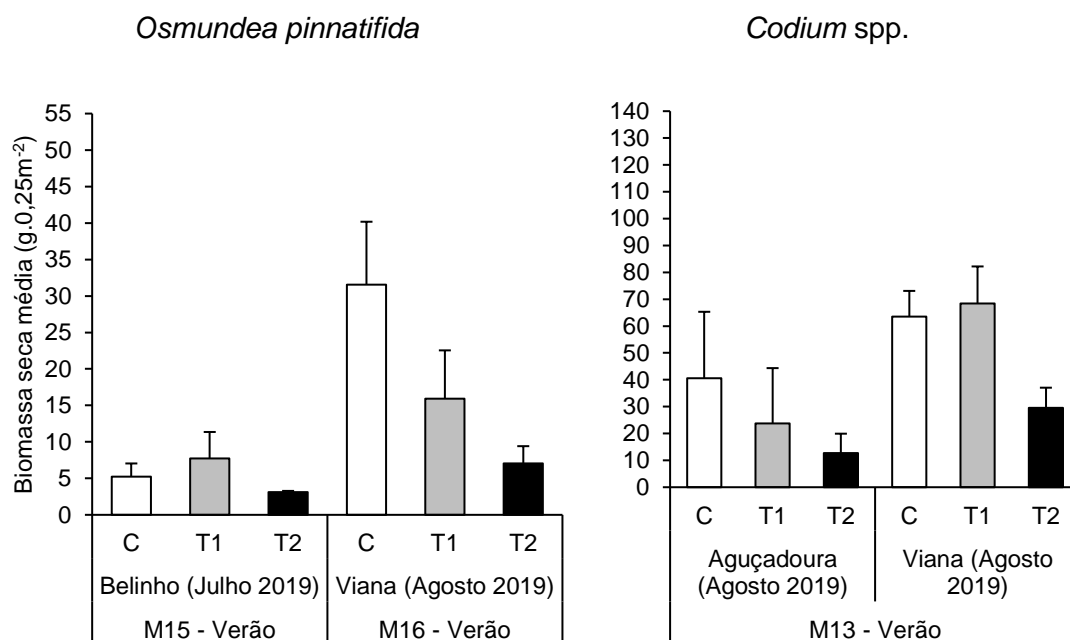


Fig. 16 (Continuação): Biomassa seca média (g), com erro padrão, dos três Tratamentos, Controlo (C), Corte (T1) e Arranque (T2), das 2 espécies-alvo, *Osmundea pinnatifida* e *Codium spp.*, em cada Praia amostrada, em cada mês de amostragem (M).

Tabela 8: Resumo da análise de variância ANOVA relativa aos valores de biomassa seca média (g, 0.25m⁻²) em *Osmundea pinnatifida* para as Praias de Belinho e Viana Norte. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem; a - post hoc pooling; b - redução de graus de liberdade devido a ausência de réplicas.

	Fontes	gl	SQ	QM	F	P
M0 /1	Entre amostras					
	P	1	182,64	182,64	8,27	0,045
	B'(P')	4	88,36	22,09	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	1104,81	552,41	8,33	0,107
	T*P'	2	132,67	66,34	3,13	0,099
	Erro residual	8	169,67	21,21	-	-
M1 /2	Entre amostras					
	P	1	3327,98	3327,98	17,52	0,014
	B'(P')	4	759,62	189,91	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	1710,43	855,22	2,39	0,295
	T*P'	2	714,45	357,23	5,77	0,028
	Erro residual	8	495,33	61,92	-	-
M2 /3	Entre amostras					
	P	1	2824,98	2824,98	57,21	0,002
	B'(P')	4	197,52	49,38	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	781,18	390,59	3,17	0,24
	T*P'	2	246,26	123,13	2,66	0,13
	Erro residual	5 ^b	370,78	46,35	-	-

Continua na página seguinte

Continuação da página anterior

	Fontes	gl	SQ	QM	F	P
M3 /4	Entre amostras					
	P	1	1180,00	1180,00	11,06	0,029
	B'(P')	4	426,73	106,68	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	424,3	212,15	2,33	0,3
	T*P'	2	182,45	91,23	4,27	0,055
	Erro residual	8	171,06	21,38	-	-
M4 /5	Entre amostras					
	P	1	0,32	0,32	0,01	0,914
	B'(P')	4	97,98	24,50	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	76,63	38,32	1,61	0,383
	T*P'	2	47,58	23,79	1,63	0,254 ^a
	Erro residual	8	116,44	14,56	-	-
M5 /6	Entre amostras					
	P	1	6,612	6,61	1,78	0,253
	B'(P')	4	14,886	3,72	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	10,142	5,07	0,65	0,605
	T*P'	2	15,553	7,78	2,74	0,124
	Erro residual	8	22,7	2,84	-	-
M9 /10	Entre amostras					
	P	1	34,59	34,59	1,60	0,275
	B'(P')	4	86,328	21,58	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	18,833	9,42	0,60	0,625
	T*P'	2	31,259	15,63	4,76	0,043
	Erro residual	8	26,267	3,28	-	-
M10 /11	Entre amostras					
	P	1	0,41	0,41	0,01	0,925
	B'(P')	4	257,47	64,37	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	63,66	31,83	0,66	0,602
	T*P'	2	96,94	48,47	1,24	0,340 ^a
	Erro residual	8	313,58	39,20	-	-
M11 /12	Entre amostras					
	P	1	845,21	845,21	03,58	0,131
	B'(P')	4	944,05	236,01	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	157,91	78,96	1,10	0,476
	T*P'	2	143,8	71,90	0,83	0,470 ^a
	Erro residual	8	695,66	86,96	-	-
M12 /13	Entre amostras					
	P	1	465,02	465,02	3,32	0,143
	B'(P')	4	560,88	140,22	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	85,54	42,77	0,62	0,617
	T*P'	2	137,56	68,78	2,04	0,192
	Erro residual	8	269,13	33,64	-	-
M15 /16	Entre amostras					
	P	1	738,87	738,87	44,94	0,003
	B'(P')	4	65,77	16,44	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	531,53	255,77	1,25	0,444
	T*P'	2	423,83	211,92	2,18	0,176
	Erro residual	8	776,06	97,01	-	-

Tabela 9: Resumo da análise de variância ANOVA relativa aos valores de biomassa seca média (g.0,25m⁻²) em *Codium* spp. para as Praias de Aguçadoura e Viana Norte. A negrito estão evidenciadas as diferenças significativas. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem; a - post hoc pooling; b - redução de graus de liberdade devido a ausência de réplicas.

	Fontes	gl	SQ	QM	F	P
M0	Entre amostras					
	P	1	617,50	617,50	1,03	0,368
	B'(P')	4	2389,8	597,45	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	11340,5	5670,25	34,55	0,028
	T*P'	2	328,2	164,10	0,24	0,792
	Erro residual	8	5511,2	688,90	-	-
M1	Entre amostras					
	P	1	1471,20	1471,20	1,64	0,27
	B'(P')	4	3594,1	898,53	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	18338,7	9169,35	6,95	0,126
	T*P'	2	2639,6	1319,80	3,37	0,087
	Erro residual	8	3134,9	391,86	-	-
M2	Entre amostras					
	P	1	2596,00	2596,00	2,79	0,17
	B'(P')	4	3718,4	929,60	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	4242,2	2121,10	4,54	0,181
	T*P'	2	934,4	467,20	0,88	0,452 ^a
	Erro residual	8	4255,3	531,91	-	-
M3	Entre amostras					
	P	1	1591,60	1591,60	11,72	0,027
	B'(P')	4	543,2	135,80	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	511,3	255,65	1,00	0,5
	T*P'	2	511,3	255,65	1,59	0,263 ^a
	Erro residual	8	1289,8	161,23	-	-
M6	Entre amostras					
	P	1	40,613	40,61	21,62	0,010
	B'(P')	4	7,515	1,88	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	2,553	1,28	1,00	0,500
	T*P'	2	2,553	1,28	0,16	0,855 ^a
	Erro residual	8	65,403	8,18	-	-
M7	Entre amostras					
	P	1	29,495	29,50	18,74	0,012
	B'(P')	4	6,297	1,57	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	3,556	1,78	0,60	0,625
	T*P'	2	5,975	2,99	0,53	0,608 ^a
	Erro residual	8	45,031	5,63	-	-
M8	Entre amostras					
	P	1	10,886	10,89	1,99	0,231
	B'(P')	4	21,9	5,48	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	0,924	0,46	0,27	0,787
	T*P'	2	3,381	1,69	0,22	0,807 ^a
	Erro residual	8	60,536	7,57	-	-

Continua na página seguinte

Continuação da página anterior

	Fontes	gl	SQ	QM	F	P
M9	Entre amostras					
	P	1	65,80	65,80	3,95	0,118
	B'(P')	4	66,56	16,64	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	22,88	11,44	3,00	0,250
	T*P'	2	7,63	3,82	0,14	0,872 ^a
	Erro residual	8	222,79	27,85	-	-
M10	Entre amostras					
	P	1	306,60	306,60	12,64	0,024
	B'(P')	4	97,0	24,25	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	180,4	90,20	2,66	0,273
	T*P'	2	67,9	33,95	0,22	0,807 ^a
	Erro residual	8	1220,6	152,58	-	-
M12	Entre amostras					
	P	1	22,4	22,40	0,06	0,089
	B'(P')	4	1405,5	351,38	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	2327,3	1163,65	23,89	0,040
	T*P'	2	97,4	48,70	0,05	0,952
	Erro residual	6 ^b	5379,2	888,20	-	-
M13	Entre amostras					
	P	1	3564,4	3564,4	12,50	0,024
	B'(P')	4	1140,3	285,08	-	-
	Dentro das amostras					
	T	2	3227	1613,50	5,03	0,166
	T*P'	2	641,1	320,55	0,35	0,715 ^a
	Erro residual	8	7420,3	927,54	-	-

Espécies acompanhantes

Tabela 10: Resultados da análise PERMANOVA considerando os dois fatores (Praia e Tratamento) para *Osmundea pinnatifida* na Praias de Belinho e Viana em cada um dos meses de amostragem. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações Monte Carlo (p(MC)) estão representados a negrito. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem.

	Fontes	gl	SQ	QM	Pseudo-F	p(MC)
M1 /2	Praia (Pr)	1	14001	14001	21,645	0,001
	Tratamento (Tr)	2	1892,9	946,46	1,7179	0,272
	PrxTr	2	1101,9	550,94	0,8517	0,495
	Res	12	7762,5	646,88		
	Total	17	24759			
M3 /4	Praia (Pr)	1	8624	8624	12,505	0,001
	Tratamento (Tr)	2	1232,1	616,06	1,2812	0,347
	PrxTr	2	961,67	480,83	0,69722	0,687
	Res	12	8275,8	689,65		
	Total	17	19094			
M4 /5	Praia (Pr)	1	6361,7	6361,7	8,8472	0,001
	Tratamento (Tr)	2	1860	930	2,5674	0,081
	PrxTr	2	724,47	362,24	0,50376	0,868
	Res	12	8628,8	719,06		
	Total	17	17575			

Continua na página seguinte

Continuação da página anterior

	Fontes	gl	SQ	QM	Pseudo-F	p(MC)
M9 /10	Praia (Pr)	1	6842,8	6842,8	15,167	0,001
	Tratamento (Tr)	2	865,93	432,97	0,85643	0,565
	PrxTr	2	1011,1	505,55	1,1205	0,32
	Res	12	5414,1	451,17		
	Total	17	14134			
M10 /11	Praia (Pr)	1	6151,2	6151,2	19,348	0,001
	Tratamento (Tr)	2	354,24	177,12	0,58927	0,703
	PrxTr	2	601,14	300,57	0,94542	0,462
	Res	12	3815,1	317,92		
	Total	17	10922			
M11 /12	Praia (Pr)	1	6959,1	6959,1	15,89	0,001
	Tratamento (Tr)	2	504,86	252,43	0,70829	0,673
	PrxTr	2	712,78	356,39	0,81376	0,524
	Res	12	5255,5	437,95		
	Total	17	13432			
M12 /13	Praia (Pr)	1	7380,6	7380,6	15,877	0,001
	Tratamento (Tr)	2	564,56	282,28	0,78062	0,618
	PrxTr	2	723,22	361,61	0,7779	0,584
	Res	12	5578,3	464,86		
	Total	17	14247			
M15 /16	Praia (Pr)	1	8431,8	8431,8	11,57	0,001
	Tratamento (Tr)	2	1334,9	667,47	1,6431	0,238
	PrxTr	2	812,46	406,23	0,55744	0,804
	Res	12	8744,8	728,74		
	Total	17	19324			

Tabela 11: Resultados da análise PERMANOVA considerando os dois fatores (Praia e Tratamento) para *Codium spp.* nas Praias de Aguçadoura e Viana em cada um dos meses de amostragem. Análises baseadas no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações Monte Carlo (p(MC)) estão representados a negrito. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem.

	Fontes	gl	SQ	QM	Pseudo-F	p(MC)
M1	Praia (Pr)	1	14349	14349	21,72	0,001
	Tratamento (Tr)	2	3660,6	1830,3	2,6683	0,104
	PrxTr	2	1371,9	685,94	1,0383	0,417
	Res	12	7927,8	660,65		
	Total	17	27310			
M2	Praia (Pr)	1	15123	15123	31,473	0,001
	Tratamento (Tr)	2	2595,9	1298	2,6942	0,146
	PrxTr	2	963,54	481,77	1,0026	0,399
	Res	12	5766	480,5		
	Total	17	24448			
M6	Praia (Pr)	1	13737	13737	23,821	0,001
	Tratamento (Tr)	2	1032,9	516,44	1,1999	0,427
	PrxTr	2	860,82	430,41	0,74637	0,608
	Res	12	6920	576,67		
	Total	17	22551			
M7	Praia (Pr)	1	18358	18358	30,478	0,001
	Tratamento (Tr)	2	1787,4	893,68	1,2331	0,44
	PrxTr	2	1449,5	724,73	1,2032	0,316
	Res	12	7228	602,33		
	Total	17	28823			

Continua na página seguinte

Continuação da página anterior

	Fontes	gl	SQ	QM	Pseudo-F	p(MC)
M8	Praia (Pr)	1	16477	16477	41,19	0,001
	Tratamento (Tr)	2	538,3	269,15	0,71475	0,62
	PrxTr	2	753,13	376,56	0,94137	0,426
	Res	12	4800,2	400,02		
	Total	17	22568			
M10	Praia (Pr)	1	19156	19156	42,21	0,001
	Tratamento (Tr)	2	784,48	392,24	1,1999	0,43
	PrxTr	2	653,79	326,89	0,7203	0,559
	Res	12	5446	453,83		
	Total	17	26040			
M13	Praia (Pr)	1	10360	10360	17,926	0,001
	Tratamento (Tr)	2	1047,8	523,88	1,6543	0,238
	PrxTr	2	633,35	316,68	0,54794	0,765
	Res	12	6935,2	577,94		
	Total	17	18976			

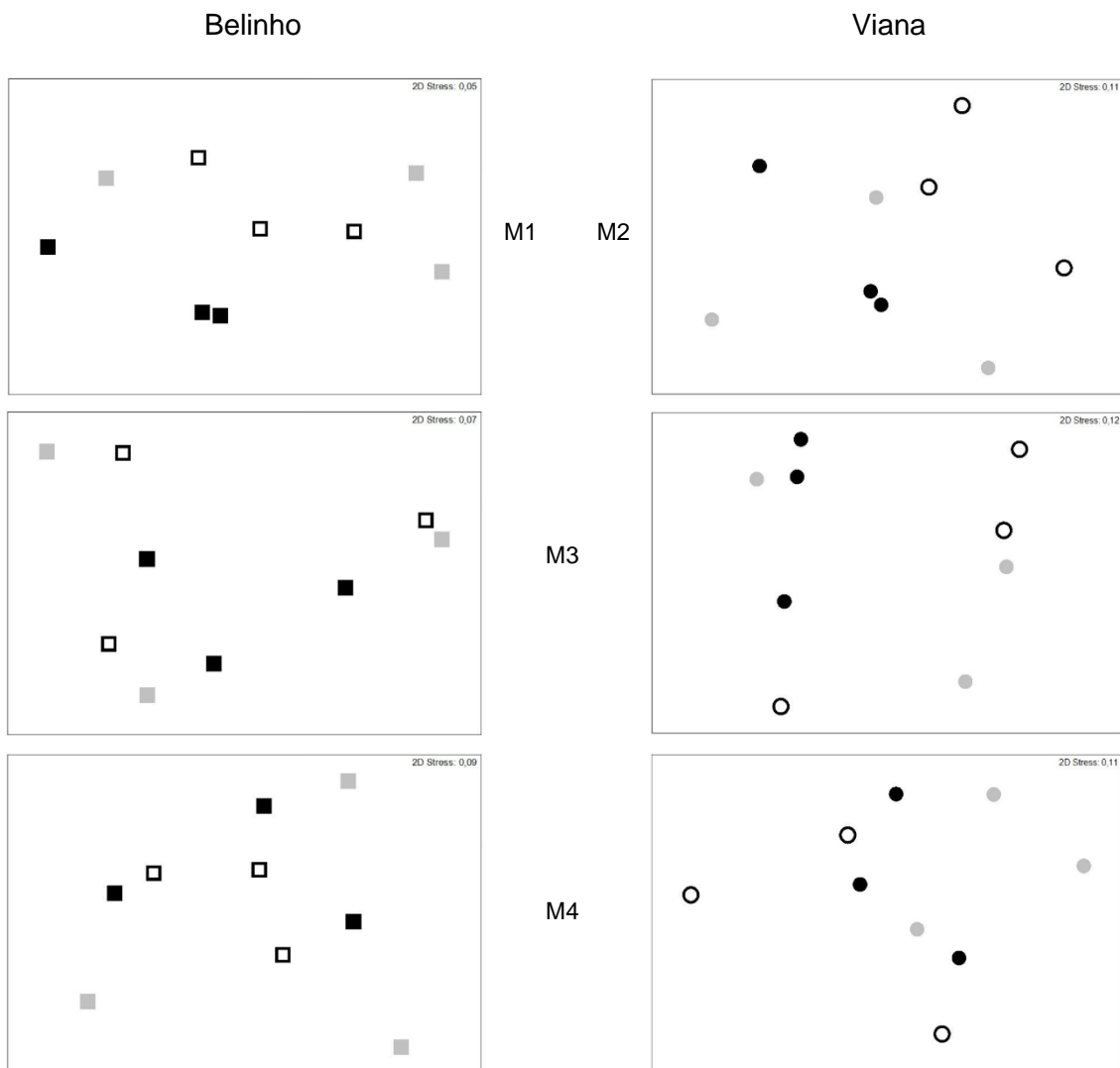


Fig. 17 - Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo *Osmundea pinnatifida*, nas Praias de Belinho e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Quadrados - Belinho; Círculos - Viana Tratamentos: - C, Controlo; - T1, Corte; Cinzento; - T2, Arranque; Preto.

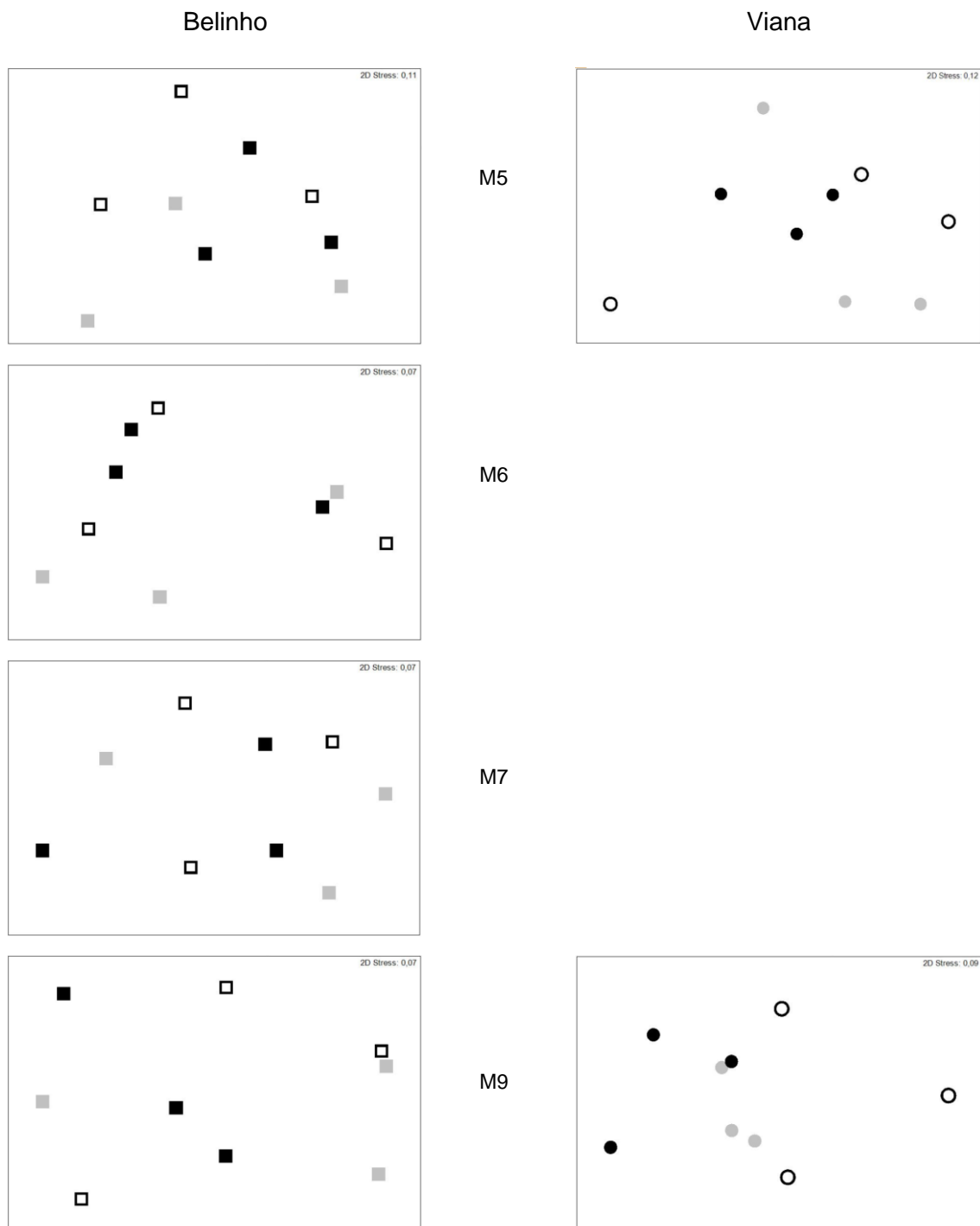


Fig. 17 (continuação) - Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo *Osmundea pinnatifida*, nas Praias de Belinho e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Quadrados - Belinho; Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco; - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.

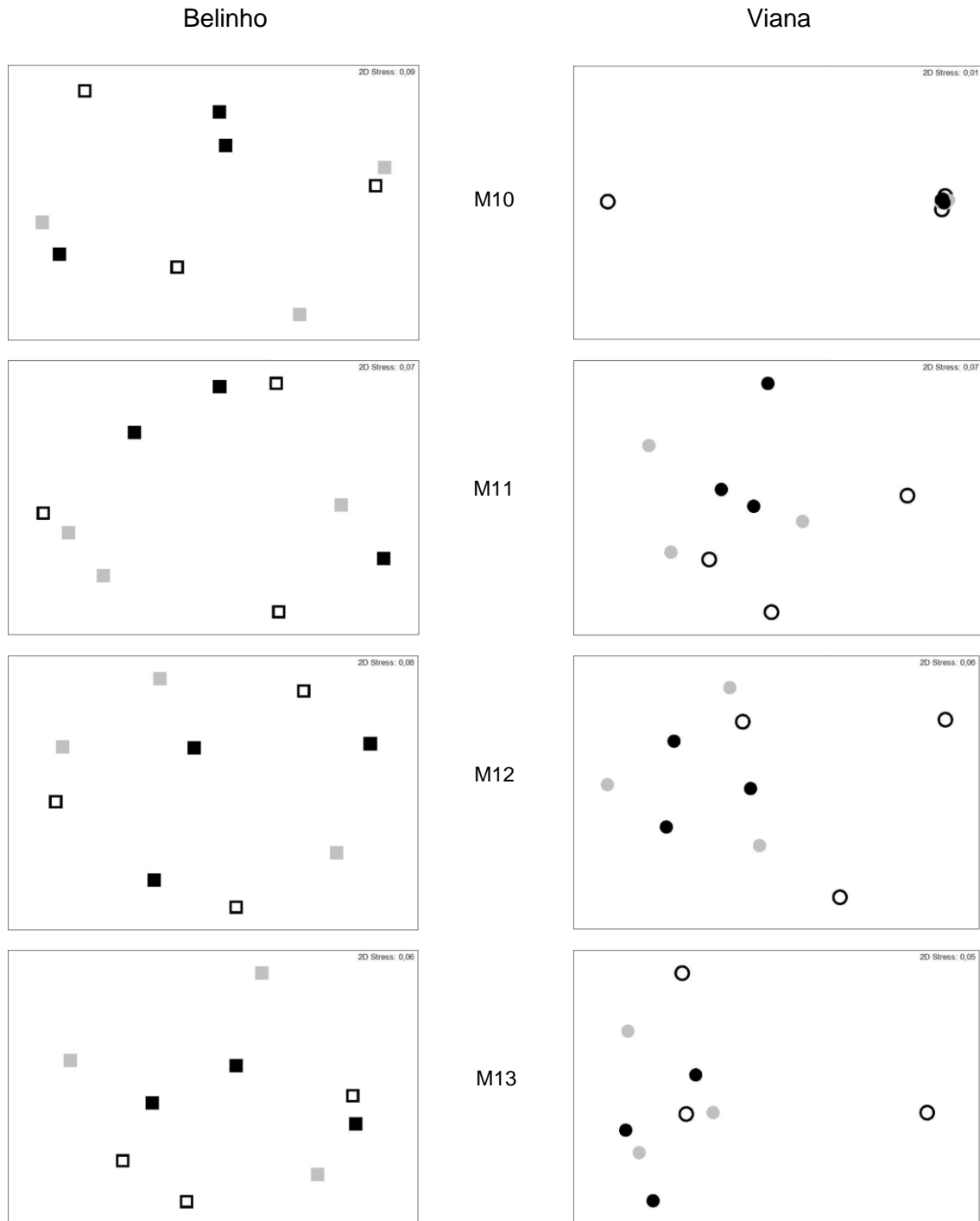


Fig.17 (continuação) - Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo *Osmundea pinnatifida*, nas Praias de Belinho e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Quadrados - Belinho; Círculos - Viana Tratamentos: - C, Controlo: Branco; - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.

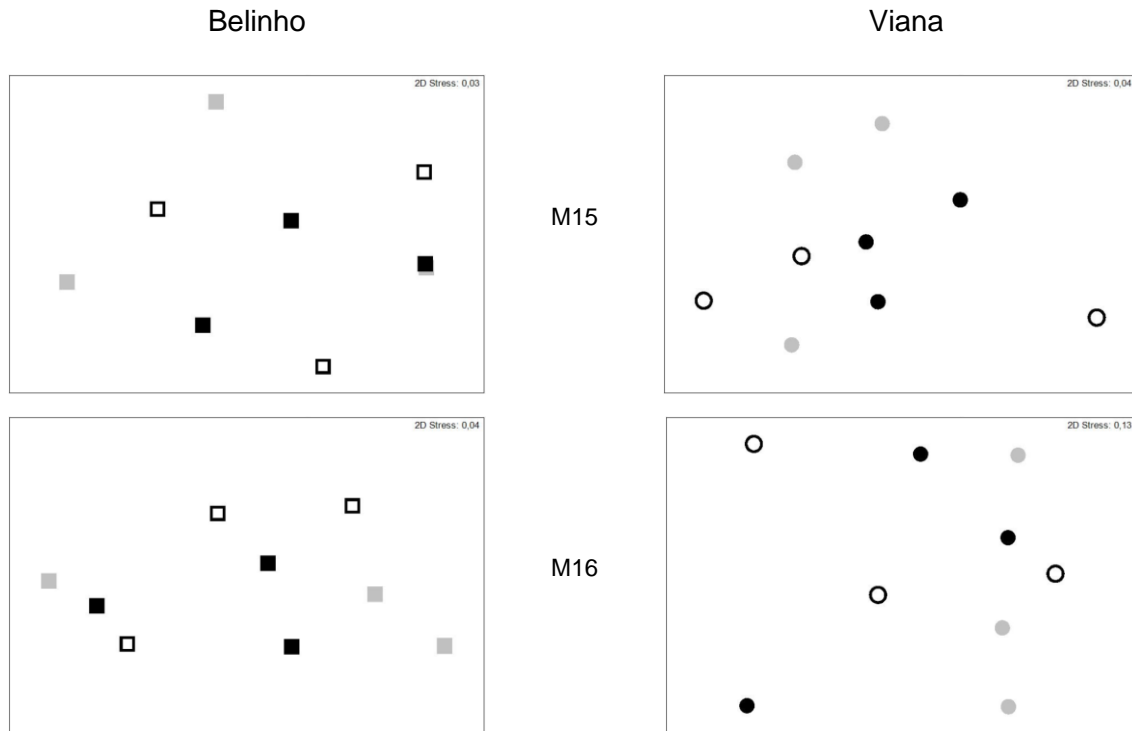


Fig. 17 (continuação) - Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo *Osmundea pinnatifida*, nas Praias de Belinho e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Quadrados - Belinho; Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco; - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.

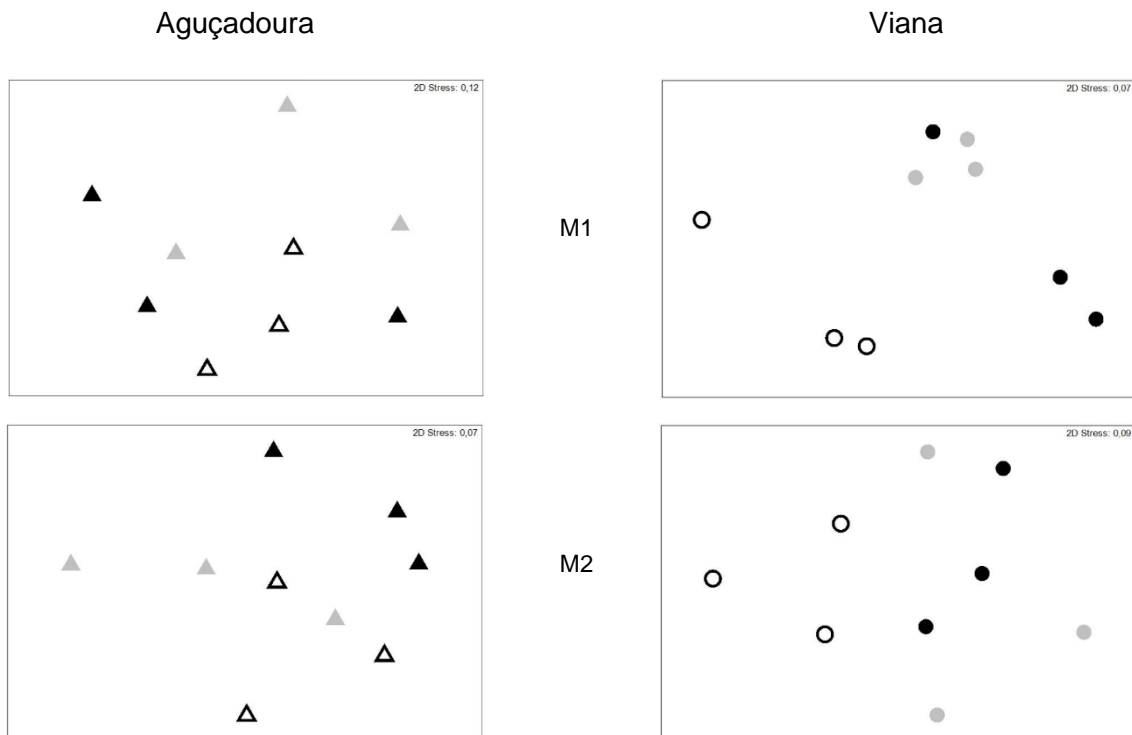


Fig. 18 - Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo *Codium* spp., nas Praias de Aguçadoura e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Triângulos - Aguçadoura; Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco; - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.

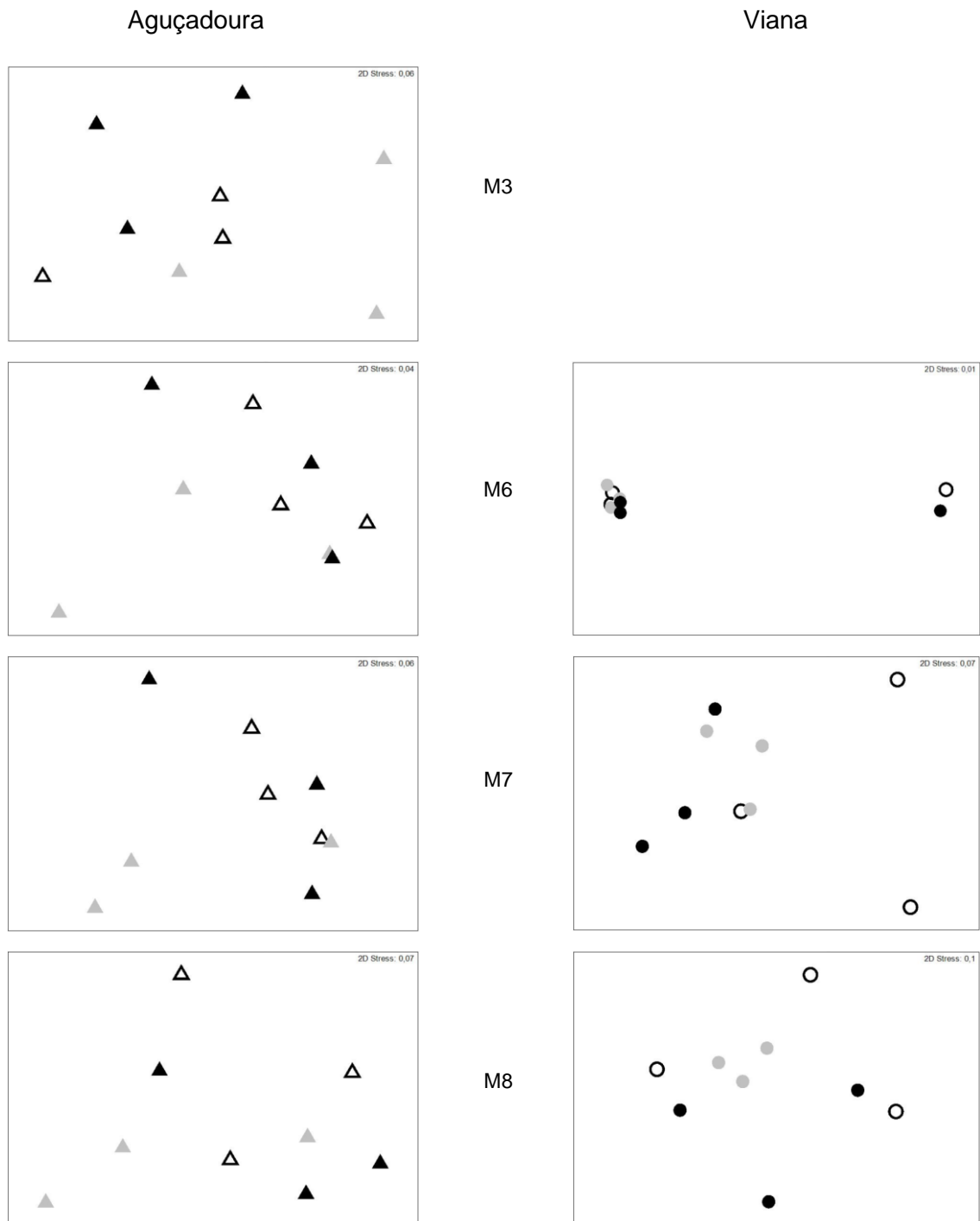


Fig. 18 (Continuação) - Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo *Codium spp.*, nas Praias de Aguçadoura e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Triângulos - Aguçadoura; Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco; - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.

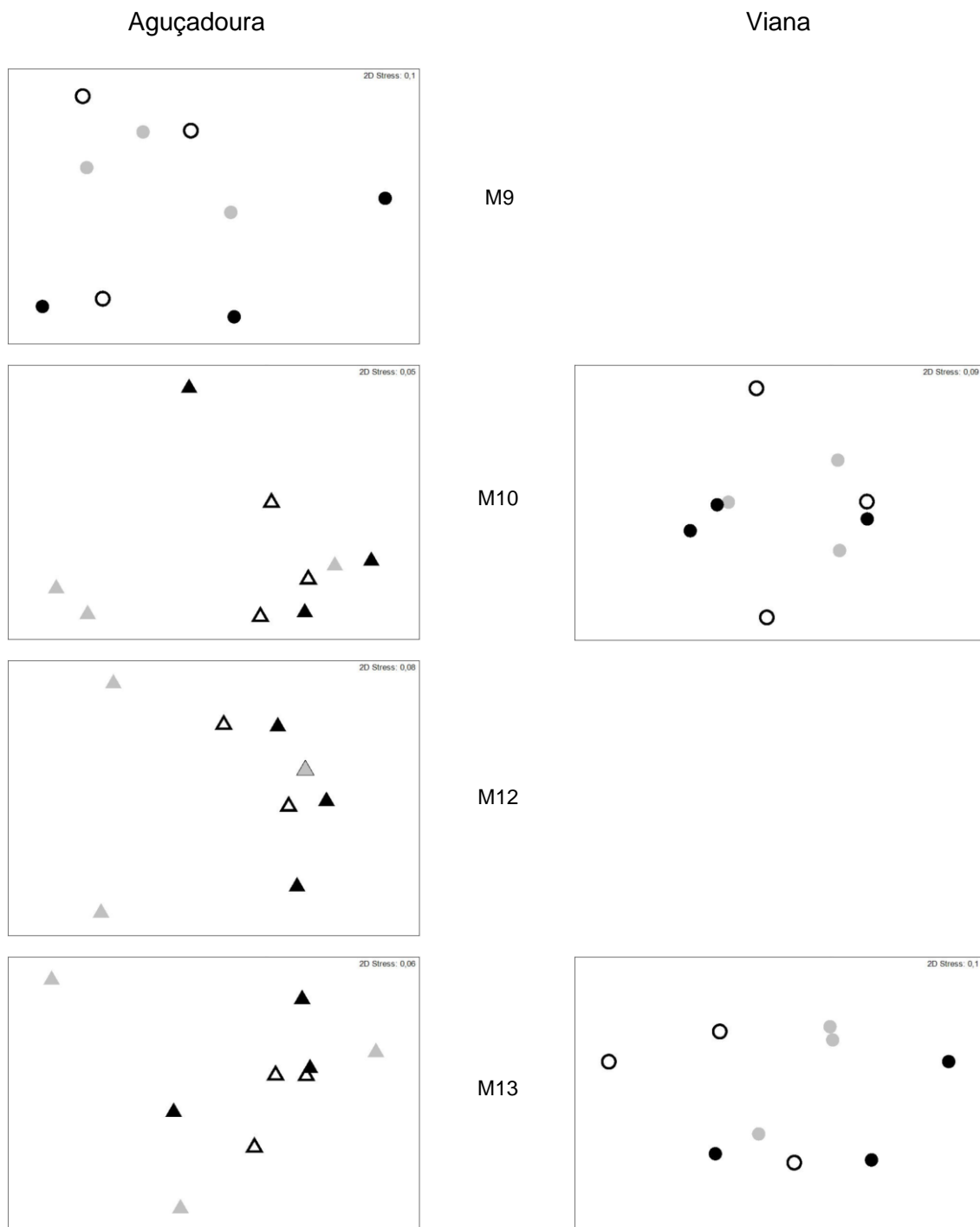


Fig. 18 (Continuação): Representações nMDS da influência do fator Tratamento nas associações de macroalgas, nas experiências de simulação de recolha da espécie-alvo *Codium spp.*, nas Praias de Aguçadoura e Viana, em cada mês de amostragem (M). Praias: Triângulos - Aguçadoura; Círculos - Viana. Tratamentos: - C, Controlo: Branco; - T1, Corte: Cinzento; - T2, Arranque: Preto.

Tabela 12: Resultados da análise PERMANOVA considerando o fator Tratamento para *Codium* spp. na Praia de Viana nos meses de amostragem M1 (agosto 2018) e M2 (setembro 2018). Análises baseadas no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e utilizando os dados transformados com raiz quadrada. Resultados significativos obtidos nas simulações Monte Carlo (p(MC)) estão representados a negrito. gl - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrados médios; M - meses de amostragem.

	Fontes	gl	SQ	QM	Pseudo-F	p(MC)
M1	Tratamento (Tr)	2	2143,9	1071,9	0,015	0,03
	Res	6	2324,2	387,37		
	Total	8	4468,1			
M2	Tratamento (Tr)	2	1036,1	518,05	1,7831	0,128
	Res	6	1743,2	290,53		
	Total	8	2779,3			